

*République Algérienne Démocratique et Populaire*

*Ministre de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche*

*Scientifique*

*Ecole Nationale Polytechnique*

*Département de l'Hydraulique*



*Laboratoire de Recherche Scientifique de l'Eau*

*Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement*

**Projet de fin d'études pour l'obtention du diplôme**

**d'ingénieur d'état en hydraulique**

**Thème :**

**Contribution à l'étude du  
comportement d'un polluant dans le sol**

**Proposé et dirigé par :**

***Mlle. J. ARRAR***

**Réalisé par :**

***Mr. Med. Zakaria BENFATAH***

***Mr. Med. Mehdi CHAFAI***

Soutenu le 24/06/2012, devant le jury composé de :

Mlle S. BENMAMAR

Mlle. J. ARRAR

Mr. N. NEBBACHE

Mr. S. BENZIADA

Mlle. K. KHERBACHE

Mlle. F. KIES

Présidente.

Promotrice.

Co-Promoteur.

Examineur.

Examinatrice.

Invitée.

*Année universitaire : 2011 / 2012.*

## *Remerciements*

*On remercie tout d'abord ALLAH le tout puissant de nous avoir donné le courage de surmonter les moments les plus difficiles de notre vie et la volonté de mener à terme ce travail.*

*De ce fait, remercier, c'est le plaisir de se souvenir de tous ceux qui, par leurs encouragements, leur disponibilité, leur amitié et leurs compétences, ont su créer un cadre de recherche nous ayant permis de finaliser notre étude.*

*Les premiers gens qui méritent le grand remerciement se sont nous parents qui nous ont fourni durant toute nos études, de tout ce que nous avons besoin. Que DIEU les protège.*

*On tient à remercier chaleureusement, notre promotrice Dr. J. ARRAR maître de conférences au département de génie de l'environnement à l'E.N.P. pour son encadrement tout d'abord, sa patience, sa gentillesse, de ses conseils et de ses remarques avisés pour que ce travail puisse être mené à terme.*

*On remercie également notre Co-promoteur Mr. N. NEBACHE pour son soutien moral et matériel et sa présence durant tout le long de notre étude.*

*Nous tenons à remercier Mlle. S.BENMAMMAR pour tout le temps qu'elle nous a consacré, tout l'intérêt qu'elle nous a accordé et pour tous les conseils qu'elle nous a donnés durant tout le long de notre formation.*

*On remercie également Mr. BENZIADA pour ses conseils et son bon humeur et qui à mis à notre disposition tous les moyens matériels dont il disposait pour que nous puissions réaliser ce travail dans les meilleurs conditions possibles.*

*Toute notre gratitude s'adresse à Mlle. F .KIES enseignante au département de génie de chimie à l'E.N.P pour sa gentillesse, sa présence et son aide durant tout le long de notre étude.*

*On remercier vivement le technicien du laboratoire de l'hydraulique Mr. Said pour son bon humeur et son aide, sans oublier les techniciens du laboratoire de génie civil Sami Rachid, Sami Ibrahim et Mlle Radia de laboratoire de génie chimie.*

## ملخص

إن تأثر التربة عن طريق حوادث التلوث بالمحروقات النفطية تعد من المشاكل البيئية ذات أبعاد خطيرة علي صحة الإنسان وذلك لتأثيرها علي المياه الجوفية وعلي الموارد المائية بصفة عامة.

إن الهدف الرئيسي من هذه الدراسة يتمثل في إنجاز نموذج رياضي يستطيع تتبع تركيز الملوث العضوي في ظرف زمني بدلالة عمق التربة وهذا بالاستعانة بالنتائج التجريبية التي تحصلنا عليها من خلال النموذج المصغر المتواجد في مخبر الري بواسطة الماتلاب.

لهذا الغرض قمنا أولاً بتوفير شروط مطابقة للواقع من أجل تقريب النتائج المتحصل عليها من خلال تمرير الماء في المنشأة التجريبية بشكل متواصل لمدة تسعة أيام، ثم قمنا بإلقاء الناقتالان وتتبع تركيزه داخل التربة في ظرف زمني بدلال العمق حتى نفاذه المطلق في التربة المتجانسة وفي الأخير قمنا بتفسير الظواهر الفيزيو كيميائية التي أثرت في تنقل الملوث العضوي .

**كلمات مفتاحيه :** التنقل،الناقتالان،المحروقات، الامتصاص، التثبيت، التربة .

## RESUME

La contamination accidentelle des sols par les hydrocarbures pétroliers est un problème très répandu dans l'environnement du fait de leurs impacts sur le sous-sol, les nappes d'eaux souterraines ou sur la santé humaine. L'objectif principal de cette modeste étude était d'établir un modèle mathématique de transport d'un polluant organique dans le sol qui permettrait d'évaluer la concentration d'un contaminant à un instant et une profondeur donnés en simulant une pollution accidentelle à l'échelle laboratoire et en utilisant le logiciel MATLAB. A cet effet et pour se rapprocher des conditions réelles d'une colonne de sol homogène non remanié, le sol a été compacté dans les différentes colonnes à l'aide d'un pied dameur et d'un écoulement gravitaire continu sous l'effet d'un charge d'eau maximale pendant neuf jours. L'infiltration d'une solution de naphthalène et le suivi de la teneur en polluant à différent temps et différentes profondeurs sont d'un apport considérable pour connaître les interactions, polluant – matrice solide, selon les propriétés intrinsèques du sol.

**Mots clés :** modélisation, migration, naphthalène, hydrocarbures, adsorption, rétention, sols

## Abstract

The accidental contamination of soil with oil hydrocarbons is a widespread environmental problem because of their impacts on the aquifers, the groundwater and on the human health. The main objective of this modest study was to establish a mathematical model of transport of an organic pollutant in the ground which would allow estimating the concentration of a contaminant at a moment and a depth given by feigning an accidental pollution in the scale laboratory and by using the MATLAB software. For that purpose and to get closer to real conditions of a column of not reshaped homogeneous soil, this last one was compacted in the various columns mechanically and then by means of continuous gravitational flow with a maximal load during nine days. Infiltration of naphthalene solution and the follow-up of the pollutant content in various time and various depths are of a considerable contribution to know the pollutant interactions - solid matrix according to the soil intrinsic properties.

**Key words:** modeling, migration, naphthalene, hydrocarbons, adsorption, retention, grounds.

## TABLE DES MATIERES

Introduction Générale .....	1
Chapitre I: recherche bibliographique .....	2
1.1 Sols .....	2
1.1.1 Définition .....	2
1.1.2 Matière organique du sol.....	4
1.2 Propriétés physiques du sol .....	5
1.2.1 Structure .....	5
1.2.2 Porosité.....	5
1.2.3 Perméabilité.....	5
1.2.4 Notion d'homogénéité, d'isotropie et d'anisotropie.....	6
1.3 Propriétés chimiques du sol.....	6
1.3.1 La capacité d'échange .....	7
1.3.2 Potentiel hydrogène (pH) .....	7
1.3.3 Conditions d'oxydoréduction.....	8
1.4 Pollution des sols .....	8
1.4.1 Définition .....	8
1.4.2 Nature et origine des polluants organiques des sols.....	8
1.4.3 Types de pollution.....	8
1.5 Hydrocarbures .....	9
1.5.1 Définition .....	9

1.5.2	Origine.....	9
1.5.3	Type des hydrocarbures.....	9
1.5.4	Propriétés des contaminants organiques.....	10
1.6	Transfert et évolution des polluants dans le sol.....	10
1.6.1	Transfert dans la zone non saturée .....	10
1.6.2	Transfert dans la zone saturée .....	11
1.7	Principaux paramètres régissant le devenir des polluants dans le sol .....	11
1.8	Mécanismes régissant le devenir des contaminants organiques.....	12
1.8.1	Adsorption.....	13
1.8.2	Définition .....	13
1.8.3	Désorption .....	17
1.8.4	Biodégradation .....	17
1.8.5	Advection .....	18
1.8.6	Diffusion moléculaire.....	19
1.8.7	Dispersion cinématique .....	19
1.8.8	Dispersion hydrodynamique .....	20
1.9	Différents modèles de transport du polluant dans le sol.....	20
1.9.1	Transfert multidimensionnel .....	20
1.9.2	Ecoulement unidimensionnel .....	22
CHAPITRE II : DESCRIPTION DE L'INSTALLATION EXPERIMENTALE ET METHODOLOGIE DE MESURES .....		25
2.1	Description du dispositif expérimental.....	25
2.2	Méthodes D'analyse .....	27

2.2.1	Caractéristiques physico-chimiques de sol .....	27
2.2.2	ETUDE DE NAPHTALENE .....	33
Chapitre III: présentation et discussion sur les résultats expérimentaux obtenus .....		37
3.1	Etude de sol .....	37
3.2	Etude de l'infiltration de l'eau dans le sol .....	40
3.3	Migration du naphthalène dans le sol .....	45
3.3.1	Etude de la cinétique d'adsorption du naphthalène .....	45
3.3.2	Devenir du naphthalène dans les colonnes de sol .....	49
3.4	Modélisation de l'équation de transport du polluant .....	52
Conclusion GÉNÉRALE .....		56
Bibliographie .....		58
Annexes .....		62

## **LISTE DES TABLEAUX**

<i>Tableau 1: les paramètres physico-chimiques qui caractérisent le sol utilisé.</i>	<b>39</b>
<i>Tableau 2: calcule le nombre de Reynolds.</i>	<b>44</b>
<i>Tableau 3: les résultats de calcule de la porosité en huitième journée à partir de la relation de Kozeny-Caraman.</i>	<b>44</b>
<i>Tableau 4: les valeurs de b à différent instant pour la première pollution du sol.</i>	<b>53</b>
<i>Tableau 5: Représente les valeurs de b à différent instant pour la répollution du sol.</i>	<b>54</b>
<i>Tableau 6: L'analyse granulométrique.</i>	<b>62</b>
<i>Tableau 7: analyse granulométrique de la fraction du sol utilisé.</i>	<b>62</b>
<i>Tableau 8: Résultats de mesure de la matière organique.</i>	<b>64</b>
<i>Tableau 9: Courbe d'étalonnage de la solution de naphthalène.</i>	<b>64</b>
<i>Tableau 10: mesure la vitesse d'infiltration dans la colonne 5.</i>	<b>66</b>
<i>Tableau 11: mesure la vitesse d'infiltration dans la colonne 6.</i>	<b>67</b>
<i>Tableau 12: Résultats de calcule de débit en <math>\text{cm}^3/\text{min}</math> dans chaque des colonnes avant la premier pollution du sol.</i>	<b>68</b>
<i>Tableau 13: Variation de débit (<math>\text{cm}^3/\text{min}</math>) en fonction de la profondeur à deux charges différents 24,5 cm et 16 cm.</i>	<b>68</b>
<i>Tableau 14: Variation de la concentration en mg/L au cours du temps.</i>	<b>69</b>
<i>Tableau 15: l'évolution de débit du naphthalène infiltré dans le sol en <math>\text{cm}^3/\text{L}</math>.</i>	<b>69</b>
<i>Tableau 16: Variation de la concentration pendant le lessivage en mg/L au cours du temps.</i>	<b>70</b>
<i>Tableau 17: Variation de la concentration en mg/L au cours du temps.</i>	<b>71</b>
<i>Tableau 18: l'évolution le débit d'infiltré en <math>\text{cm}^3/\text{L}</math> du naphthalène.</i>	<b>72</b>

## LISTE DES FIGURES

<i>Figure 3: Schématisation du système expérimentale.....</i>	<i>26</i>
<i>Figure 4: schéma agrandi d'une colonne de sol.....</i>	<i>27</i>
<i>Figure 5: Triangle textural.....</i>	<i>28</i>
<i>Figure 6: dispositif de mesure la perméabilité du sol.....</i>	<i>33</i>
<i>Figure 7: Courbe granulométrique du sol étudié.....</i>	<i>38</i>
<i>Figure 8: Courbe granulométrique du sol étudié d'après LCTP.....</i>	<i>39</i>
<i>Figure 9: l'évolution de la vitesse de percolation en fonction de la profondeur des colonnes 35 et 50 cm pour une charge d'eau de 24.5 cm.....</i>	<i>41</i>
<i>Figure 10: l'évolution du débit à la sortie de chaque colonne.....</i>	<i>42</i>
<i>Figure 11: Influence de la charge sur la percolation.....</i>	<i>42</i>
<i>Figure 12: La cinétique d'adsorption du naphthalène dans le sol.....</i>	<i>46</i>
<i>Figure 13: Isotherme d'adsorption du naphthalène sur le sol selon le modèle linéaire.....</i>	<i>47</i>
<i>Figure 14: Isotherme d'adsorption du naphthalène sur le sol selon le modèle Langmuir... ..</i>	<i>48</i>
<i>Figure 15: Isotherme d'adsorption du naphthalène sur le sol selon le modèle Freundlich.....</i>	<i>48</i>
<i>Figure 16: Evolution temporelle de la teneur en naphthalène dans le percolât- Essai 1.....</i>	<i>49</i>
<i>Figure 18: Evolution temporelle de la teneur en naphthalène dans le percolât Lessivage....</i>	<i>51</i>
<i>Figure 18: Evolution des débits de percolât au cours de temps.....</i>	<i>52</i>
<i>Figure 19: Évolution de la concentration du contaminant en fonction de la profondeur... ..</i>	<i>53</i>
<i>Figure 20: Courbe représente la variation de la variable b en fonction du t.....</i>	<i>54</i>
<i>Figure 21: la mesure de la masse volumique et la porosité par la méthode de pycnomètre.....</i>	<i>63</i>
<i>Figure 22: Courbe d'étalonnage de la solution de naphthalène dans l'eau.....</i>	<i>65</i>

## **ABREVIATION**

$C_{10}H_8$  : Naphtalène.

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

ZNS : Zone non saturée.

ZS : Zone saturée.

## **LISTE DES SYMBOLES**

b : Constante de Langmuir.

$B_d$  : Densité de sol sec.

C: Concentration du soluté en solution à l'équilibre (mg/L).

$C_{nf}$  : Constantes de Freundlich.

C.O : Taux Carbone organique (%).

$D^*$  : Coefficient de diffusion effectif ( $m^2/s$ ).

$D_p$ : Diamètre moyen des particules (m).

$F_d$  : Le flux de diffusion de masse par unité de surface par unité de temps ( $mg/m^2/s$ ).

g : Accélération de la pesanteur ( $m/s^2$ ).

H : Hauteur des colonnes (m).

Hu : Taux d'humidité (%).

I : Gradient hydraulique.

K : Perméabilité à la saturation ou la conductivité hydraulique (m/s).

$K_d$  : Coefficient de distribution ou de partage (L/Kg).

$K_f$ : Constantes de Freundlich (mg/Kg).

MO : Taux de la matière organique (%).

$q$  : Masse de soluté adsorbé à l'équilibre par unité de masse de sol (mg/Kg).

$Q$  : Débit volumique ( $m^3/s$ ).

$Q_m$  : Constante de Langmuir.

$R$  : Coefficient de retardement.

$R_e$  : nombre de Reynolds.

$S$  : Surface de la colonne ( $m^2$ ).

$t$  : Temps (s).

$U_z$  : Vitesse moyenne linéaire du fluide (m/s).

$V_c$  : Vitesse différée du transport (m/s).

$V_v$  : Volume du vide ( $m^3$ ).

$V_w$  : Volume de l'eau dans les pores ( $m^3$ ).

$U_{max}$  : Vitesse de percolation maximale dans les colonnes de sol (m/s).

## **LETTRES GREQUES**

$\varepsilon$  : Porosité du sol.

$\alpha_L$  : Dispersivité longitudinale

$\lambda$  : Longueur d'onde d'absorption.

$\nu$  : Viscosité cinématique ( $m^2/s$ ).

## **ANNEXES**

**ANNEXE 1: Résultats de l'analyse granulométrique.**

**ANNEXE 2 : Résultats de la caractérisation physicochimiques du sol.**

**ANNEXE3 : Dosage du Naphtalène dans l'eau.**

**ANNEXE 4 : Résultat de l'évolution de la vitesse d'infiltration dans le sol.**

**ANNEXE 5: Résultat de l'étude de la percolation de l'eau dans le sol.**

**ANNEXE 6 : Résultat de calcul de la concentration et le débit du naphtalène infiltré dans le sol de l'essai 01.**

**ANNEXE 7 : Résultat de lessivage du sol après la première pollution du sol.**

**ANNEXE 8 : Résultat de calcul de la concentration et le débit infiltré du naphtalène dans le sol de l'essai 2.**

## **INTRODUCTION GENERALE**

Souvent considéré comme un quatrième élément à côté du feu, de l'air et de l'eau, le sol est une composante majeure de la biosphère continentale. Support des activités humaines durant des millénaires, source d'exploitation et de vie depuis des dizaines de siècles à travers l'agriculture (3000 avant Jésus-Christ en Mésopotamie), il joue, hélas, un rôle d'interface très important dans tous les phénomènes de pollution de notre environnement.

La pollution du sol est à l'origine de la contamination de sous sol et des eaux souterraines, elle est considérée comme une source de risques permanents pour l'être humain et l'environnement ou l'eau est l'un des principaux facteurs de diffusion de la pollution.

Notre étude portera sur le transfert d'un polluant à la nappe phréatique et qui dépend principalement des caractéristiques intrinsèques du sol, de l'épaisseur de la zone non saturée, de la perméabilité du réservoir ou du pouvoir de filtration et les caractéristiques physico-chimiques du polluant et de la charge globale de pollution.

Le présent mémoire s'effectue en trois chapitres. Le premier se structure par une synthèse bibliographique dont la caractérisation du sol par ses propriétés physico-chimiques, dénomination de la pollution du sol, zone saturée et les différents mécanismes régissant le devenir des contaminants organiques dans le sol et en termine par les différents modèles de transport du polluant dans la matrice solide.

Dans le second chapitre, le montage expérimental réalisé serait présenté, les différentes méthodes de mesures et d'analyses des paramètres du sol et du polluant seront ainsi détaillées.

Le troisième et dernier chapitre est consacré à la présentation et la discussion des résultats obtenus.

## CHAPITRE I: RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

### 1.1 Sols

Le sol est certainement la composante de l'environnement la plus mal connue alors qu'il constitue le support direct de la plupart des activités humaines. Ce n'est que récemment, et souvent à la suite de la mise en évidence de la pollution des sols par les activités urbaines, industrielles ou agricoles, que l'on a pris conscience de l'importance des fonctions du sol et de la nécessité de les sauvegarder. En effet le sol joue un rôle essentiel comme interface de l'environnement vis-à-vis des principales pollutions provoquées par l'homme.

#### 1.1.1 Définition

Le sol correspond à la couche supérieure meuble de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes vivants.

En dehors des constituants primaires issus de la roche mère (silicate, carbonate), le sol comprend des constituants secondaires minéraux (argiles, oxydes, hydroxydes) et des constituants organiques formés à partir des résidus végétaux et animaux (humus). Ces divers constituants ont des propriétés de surface et de charge qui leur confèrent de remarquables capacités de rétention.

Le sol est un mélange de plusieurs phases : solide, liquide, gazeuse. Ce qui pourrait passer pour un matériau homogène se révèle, à la loupe, un mélange de "grains" durs, d'eau, d'air, d'êtres vivants ou morts et d'humus.

On peut donc décrire le sol comme un système polyphasique [01].

##### 1.1.1.1 Phase solide

Le sol est le résultat de l'altération physique ou mécanique des roches. On conçoit aisément que les grains solides aient la même constitution minéralogique que la roche mère. Ils ont en général des dimensions supérieures à  $2\mu$ .

Les grains d'un sol ne sont pas liés par un ciment comme c'est le cas du béton, mais ils peuvent être soumis à des forces d'attraction intergranulaires diverses : des forces électriques, des forces de **Van der Waals**,... Ces forces sont en général faibles et diminuent rapidement

lorsque la distance entre les grains augmente. Elles n'influencent que le comportement des sols à dimensions très faibles. Dans ce cas le sol est doté d'une cohésion.

Cette constatation va amener le géotechnicien à définir trois classes de sol [02] :

#### ***1.1.1.1.1 Sables***

Qui se répartissent entre 50  $\mu\text{m}$  et 2000  $\mu\text{m}$  [02].

#### ***1.1.1.1.2 Limons (Silts)***

La définition la plus admise est celle d'un sol dont la majeure partie des grains est comprise entre 2  $\mu\text{m}$  et 20  $\mu\text{m}$  (définition purement descriptive). Ils sont en grande partie formés de quartz. On distingue suivant leurs origines :

**Les limons éluviaux : formés** par altération sur place d'un substratum favorables (à l'altération) ;

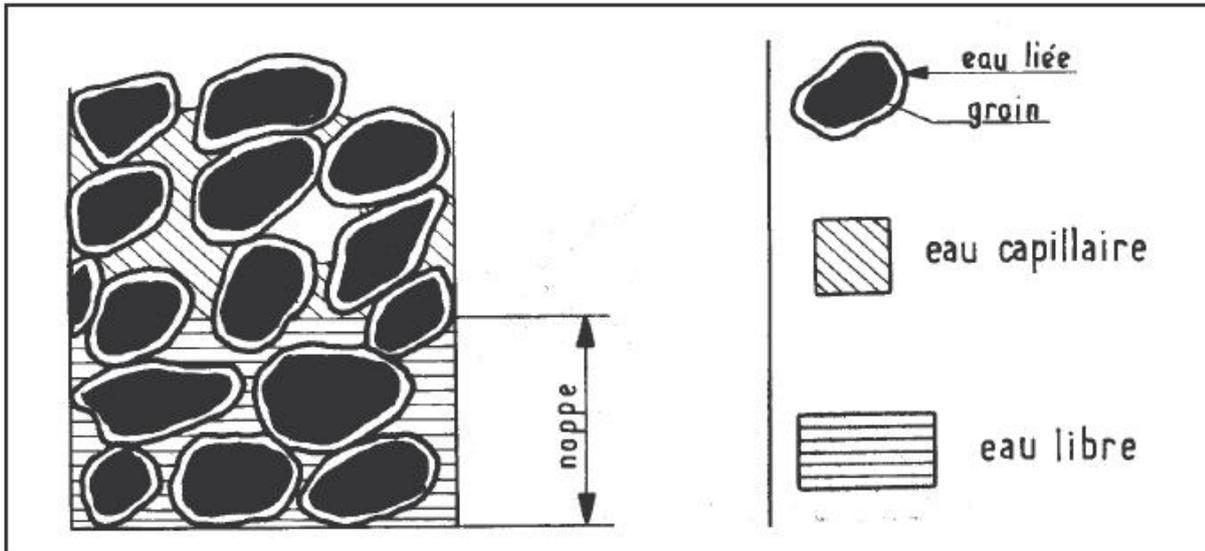
**Les limons de ruissellement et d'inondation :** qui se présentent en strates [02].

#### ***1.1.1.1.3 Argiles***

Les argiles sont généralement décrites en termes pédologiques et granulométriques comme les particules du sol dont le diamètre est inférieur à 2  $\mu\text{m}$ . Ce sont des silicates d'aluminium plus ou moins hydratés, microcristallins, à structure en feuillets (phylolithes), provenant de l'altération géochimique et biochimique progressive des minéraux primaires du sol dépourvus de divers éléments tels que le fer, le magnésium, le calcium et le potassium [03].

#### **1.1.1.2 Phase liquide**

La phase liquide du sol n'est pas de l'eau pure mais une solution dont la composition est complexe et très variable. On la désigne par l'expression « solution du sol ». Elle contient de très nombreuses substances dissoutes organiques et inorganiques, ionisées et non. D'une façon générale, la solution du sol est difficile à décrire et à étudier en raison de sa très grande variabilité spatiale et temporelle, de sorte qu'il n'existe pas de composition type [04].



**Figure 1: différents états de l'eau dans les sols [02].**

### 1.1.1.3 Phase gazeuse

En Génie Civil, le gaz contenu dans le sol est généralement de l'air pour les sols secs ou un mélange d'air et de vapeur d'eau pour les sols humides. Lorsque tous les vides sont remplis d'eau le sol est dit saturé [02].

### 1.1.2 Matière organique du sol

La matière organique (MO) est la partie non vivante de la fraction organique du sol. Elle est constituée d'un mélange hétérogène de résidus de décomposition microbienne et de matière organique fraîche (MOF). Les couches de surface des sols sous culture contiennent généralement entre 1 et 3 % de CO. Cependant, il existe des sols organiques possédant des teneurs beaucoup plus élevées (tourbes).

La minéralisation de la MO est un processus continu, mais les différentes phases de décomposition engendrent de nombreux produits de dégradation. Ainsi, on distingue la litière, qui est une fraction de la MO faiblement décomposée, et l'humus qui représente la MO transformée et qui est généralement incorporée à la phase minérale du sol [05].

## 1.2 Propriétés physiques du sol

### 1.2.1 Structure

La structure du sol réfère aux dimensions, aux formes, aux modes d'assemblages et aux degrés de développement des particules primaires ainsi qu'aux vides dans les sols. Cette combinaison d'éléments peut être naturelle ou artificielle. Elle contribue à la formation d'unités macrostructurales ou microstructurales [06].

### 1.2.2 Porosité

La porosité volumique d'un sol est définie comme le rapport du volume des vides (également appelé volume des pores) au volume total de sol. On opère une distinction entre les pores connectés et les pores fermés [07].

Les pores sont occupés soit par de l'eau, soit par de l'air. Lorsque le sol est saturé, l'eau occupe toute la porosité (le volume de vide est égale le volume de l'eau).

### 1.2.3 Perméabilité

La perméabilité est l'aptitude d'un milieu à se laisser traverser par l'eau, sous l'action d'un gradient hydraulique. Elle exprime la résistance du milieu à l'écoulement de l'eau qui le traverse [08].

En 1856 **Darcy** développe un modèle phénoménologique sur la base d'expériences de débitmètre menées sur des milieux sableux. Il pose ainsi les bases du concept de perméabilité d'un milieu poreux. Lorsque des forces volumiques agissent sur le fluide, celles-ci jouent le même rôle que le gradient de pression moyenne [09]. Le modèle de Darcy peut être formulé comme suit :

$$v = \frac{Q}{A} = -K \frac{dh}{dx} \quad (01)$$

Avec

K : perméabilité à la saturation ou vitesse de filtration ou encore la conductivité hydraulique [M.T<sup>-1</sup>];

I : gradient hydraulique ( $I = dh/dx$ );

Q : débit volumique [ $M^3.T^{-1}$ ] ;

S : surface de la section étudiée [ $M^2$ ].

La conductivité hydraulique représente la constante de proportionnalité entre le débit et le gradient hydraulique dans la loi de **Darcy**. Elle représente l'effet de la résistance à l'écoulement de l'eau due aux forces de frottement [10].

#### **1.2.4 Notion d'homogénéité, d'isotropie et d'anisotropie**

La notion d'homogénéité correspond à une hypothèse indispensable, sans laquelle aucune théorie de l'écoulement souterrain ne serait possible.

Il ya de nombreuses nuances en ce qui concerne l'homogénéité des terrains naturels.

Certains sols, comme les sables fins, ont une excellente homogénéité, même à petite échelle alors que pour la plupart des alluvions fluviales, par exemple, l'homogénéité n'existe souvent qu'à partir d'une certaine échelle à cause de l'irrégularité des dépôts et de la gamme étendue des différents éléments (Limos, sables, graviers, galets).

Dire d'un terrain perméable qu'il est homogène équivaut à dire qu'il présente en tout point, dans une direction donnée, la même résistance à un écoulement de filtration .si de plus, cette résistance est la même quelle que soit la direction, le terrain est isotrope. Dans le cas contraire, il est anisotrope [11].

#### **1.3 Propriétés chimiques du sol**

La chimie des sols comprend l'étude systématique des ions du sol. Il est toutefois question dans cette partie de quelques aspects seulement de la chimie des sols comme la capacité d'échange cationique ou anionique, le potentiel d'oxydoréduction et le PH.

### **1.3.1 La capacité d'échange**

La capacité d'échange est l'un des paramètres qui caractérisent un sol au l'autre. On peut distinguer deux classes de la capacité d'échange soit cationique ou anionique :

#### **1.3.1.1 La capacité d'échange cationique (CEC) des sols**

On appelle ion une particule chargée électriquement qui se forme quand un atome neutre ou un groupe d'atomes perd (ou perdent) un (ou plusieurs) électrons. Les atomes deviennent dans ce cas chargés positivement (cations). Si l'atome acquiert des électrons, ils seront chargés négativement (anions).

L'échange cationique consiste donc dans la fixation de cations sur les particules solides des sols et leur libération subséquente sans altération sensible.

Les cations échangeables dominants sont :  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$  et  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  et  $\text{Fe}^{2+}$  [12].

#### **1.3.1.2 La capacité d'échange anionique (CEA) des sols**

Malgré la prépondérance des échanges cationiques, on retrouve aussi des échanges anioniques dans les sols. Les anions échangeables sont surtout les  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ . Ceux-ci sont spécialement importants dans les sols acides altérés riches en oxydes hydratés et en kaolinite [12].

### **1.3.2 Potentiel hydrogène (pH)**

Le pH du sol est une mesure du degré d'acidité ou d'alcalinité (basicité) de la solution du sol, c'est-à-dire l'eau contenue dans le sol. Il donne un renseignement sur les caractéristiques chimiques des sols. L'ion  $\text{H}^+$  occupe une place importante dans la catégorie des ions échangeables puisqu'il détermine le pH des sols. C'est en outre une indication du niveau général du sol en éléments chimiques assimilables. Le pH du sol se trouve en relation directe avec les cations et les anions échangeables. Le pH des sols acides se situe généralement entre quatre et sept tandis que le pH des sols alcalins se situe habituellement entre sept et dix [12].

### **1.3.3 Conditions d'oxydoréduction**

Les conditions d'oxydoréduction ont un rôle très important et déterminent le comportement des éléments chimiques (fer, manganèse, chrome, soufre et azote), mais surtout le fonctionnement biologique (racines et micro-organismes) (présence ou absence d'oxygène). Les conditions d'oxydoréduction des sols se définissent dans un diagramme E-pH où E mesure l'aptitude d'un milieu à fournir les électrons à un agent oxydant ou à retirer des électrons à un agent réducteur (potentiel redox du sol).

Les sols sont placés dans un domaine d'oxydoréduction qui se trouve limité par la stabilité de l'eau liquide [07].

## **1.4 Pollution des sols**

### **1.4.1 Définition**

La pollution du sol est définie comme étant la dégradation d'un milieu naturel par des composés toxiques. Elle correspond à l'accumulation de composés toxiques qui ont des effets nocifs sur la croissance des plantes, la santé des animaux et des êtres humains. La pollution des sols provient le plus souvent d'anciennes pratiques sommaires d'élimination des déchets, des fuites ou d'épandage de produits chimiques (accidentels ou pas), et des retombées atmosphériques [13].

### **1.4.2 Nature et origine des polluants organiques des sols**

Les polluants organiques des sols proviennent principalement de trois ensembles d'activités : industrielles (production d'énergie, métallurgie, industries chimiques, etc.), urbaines (transports, gestion et traitement des déchets), et agricoles (utilisation de produits phytosanitaires) [14].

### **1.4.3 Types de pollution**

On distingue deux types de pollution du sol; les pollutions ponctuelles (dépôt ou épandage de polluants sur une surface restreinte que l'on peut assimiler à une source) et les pollutions diffuses (épandage ou retombée de polluants sur une grande surface). Pour chacun de ces types, on distingue deux origines de pollution :

Les pollutions accidentelles (déversement ou dépôt ponctuel de polluant), où une grande quantité de polluant est déversée dans un temps relativement court.

Les pollutions chroniques (apport continu de contaminants par fuite, lessivage, etc.), dont les effets cumulés peuvent être plus importants que ceux d'une pollution accidentelle [15].

## **1.5 Hydrocarbures**

### **1.5.1 Définition**

Les hydrocarbures se définissent dans le cadre de cet inventaire comme des carburants, lubrifiants ou solvants pétroliers ou comme des produits usagés assimilables à des déchets tels l'huile de vidange. Les irisations, la couleur et dans la plupart des cas les odeurs font qu'en première approche les témoins et les acteurs qualifient les polluants d'hydrocarbures. Ceux-ci peuvent masquer des contaminants plus persistants comme des huiles de transformateurs électriques ou des huiles de coupe industrielles [16].

### **1.5.2 Origine**

Les hydrocarbures ou huiles minérales présents dans les sols proviennent généralement d'une pollution pétrolière (production, raffinage, transport et utilisation des hydrocarbures) ou issue de la pétrochimie, d'usines à gaz, de l'industrie chimique de base, la fabrication de caoutchouc, ou les industries mécaniques [17].

### **1.5.3 Type des hydrocarbures**

Selon les propriétés physico-chimiques, les hydrocarbures peuvent être classés en deux grandes familles :

#### **1.5.3.1 Hydrocarbures Aromatiques Volatils et les Hydrocarbures Halogènes volatils**

Les hydrocarbures halogènes volatils (COV), les chlorofluorocarbones (CFC) et les hydrocarbures aromatiques volatils (CAV ou BTEX) constituent une famille de composés dont les propriétés physico-chimiques sont très hétérogènes. Ils possèdent tous un point d'ébullition inférieur à 300 °C et une tension de vapeur supérieure à 0.21cPa à 20 °C [17].

#### **1.5.3.2 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques(HAP)**

Les HAP sont des composés organiques aromatiques hydrophobes fréquemment retrouvés dans l'environnement. Ce sont des sous-produits issus de la combustion incomplète de la matière organique. Les HAP sont constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène formant au moins deux anneaux aromatiques condensés [05].

## **1.5.4 Propriétés des contaminants organiques**

### **1.5.4.1 Solubilité**

La solubilité, exprimée en mol.L<sup>-1</sup> ou en mg.L<sup>-1</sup>, correspond à la concentration du produit en phase aqueuse lorsque l'équilibre est atteint. Elle est influencée par la pression et la température, plus la température est élevée plus la solubilité augmente [18].

### **1.5.4.2 Coefficient de distribution (K<sub>d</sub>)**

Le coefficient de distribution traduit la répartition relative d'un composé entre la phase solide et l'eau. Plus le coefficient K<sub>d</sub> est élevée plus le produit est adsorbé sur la phase solide [20].

### **1.5.4.3 Coefficient de partage K<sub>ow</sub>**

Le coefficient de partage n-octanol / eau d'un composé organique est le rapport entre sa concentration à l'équilibre dans l'octanol et celle dans l'eau. Ce coefficient est utilisé pour estimer, de façon indirecte, la sorption d'une substance organique dans un sol ou le facteur de bioconcentration. En effet, de nombreuses études ont montré que les composés peu biodégradables (très stables) et faiblement hydrosolubles [19].

## **1.6 Transfert et évolution des polluants dans le sol**

Dans le milieu souterrain, l'évolution des polluants est très lente, comparativement à ce qui se passe en surface. Il peut s'écouler des années entre le début de la pollution et sa mise en évidence. Le transfert d'un polluant à la nappe dépend principalement de l'épaisseur de la zone (saturée ou non saturée), de la perméabilité du réservoir (fissuration) ou du pouvoir de filtration et des caractéristiques du polluant [21].

### **1.6.1 Transfert dans la zone non saturée**

La zone non saturée comprend l'ensemble des niveaux du sous-sol et du sol situé au-dessus de la nappe. Ces niveaux sont dits « non saturés » car leur porosité ne contient pas seulement de l'eau, mais également de l'air.

Première étape du parcours, elle est caractérisée par la grande complexité des processus physico-chimiques agissant sur le polluant en particulier dans la zone racinaire (les 30 à 40

premiers centimètres du sol) ou se déroule une part importante des processus chimiques et biochimiques.

Dans cette zone, les mouvements de l'eau véhiculant le polluant (pour une pollution miscible) sont eux-mêmes complexes, fonction de la teneur en eau. Celle-ci varie continûment au cours du temps sous l'influence des cycles pluviométriques et d'infiltration. Ils sont aussi affectés par le degré d'hétérogénéité et le degré de fissuration de la zone non saturée, ce qui déterminera la plus ou moins grande rapidité de la propagation du polluant jusqu'à la nappe [15].

### **1.6.2 Transfert dans la zone saturée**

Une fois la zone non saturée franchie, la propagation du polluant dans la zone saturée (frange capillaire et aquifère) ne rencontre pratiquement plus d'obstacles. La vitesse de propagation du polluant dépend du type de polluant, en particulier de sa viscosité, et de sa concentration (phénomène de diffusion). Le débit de la nappe et les fluctuations de la surface piézométrique jouent également un rôle. La zone saturée comprend la phase solide immobile (roche réservoir) et la phase liquide mobile (eau). Son mouvement dépend des caractéristiques de la phase solide. Dans la frange capillaire, zone de transition entre la zone non saturée et l'aquifère, les mouvements de l'eau y sont essentiellement verticaux, ascendants sous l'effet de l'évapotranspiration, ou descendants sous l'effet de l'infiltration de l'eau de pluie tandis que dans l'aquifère l'écoulement est dû à une composante horizontale [17].

## **1.7 Principaux paramètres régissant le devenir des polluants dans le sol**

Le comportement et le devenir des polluants est complexe et est fonction :

- Des conditions de déversement et de la quantité déversée ;
- Des conditions spatiotemporelles de pression et de température dans le sol et des conditions climatiques ;
- Des variations verticales de perméabilité et la porosité qui influenceront principalement le transport du polluant dans la phase liquide mobile dans laquelle il est dissout (advection);
- De la saturation en eau (perméabilité relative);
- Du temps de contamination et de l'activité biologique du milieu souterrain;

- De la complexité des mélanges, les fractions les plus légères pouvant se déplacer plus rapidement que les composés les plus lourds et les plus visqueux qui restent liés à la matrice du sol.

L'importance et la cinétique de chacun de ces phénomènes de migration ou de transformation dépendent des caractéristiques physico-chimiques du sol, de la nature des polluants et des conditions climatiques/environnementales. Les principaux mécanismes de modes de transfert des polluants sont :

- Le partitionnement chimique des molécules entre l'eau, la phase liquide non aqueuse, les phases organiques et solides du sol et la phase gazeuse de l'atmosphère souterrain.
- Le transport en phase liquide, régi par les phénomènes de diffusion, de dispersion et de pressions capillaires ;
- La dissolution dans l'eau interstitielle mobile et le transport sous les effets des mouvements des eaux souterraines (advection) ;
- Le transport des vapeurs de polluants par les gaz du sol [21].

### **1.8 Mécanismes régissant le devenir des contaminants organiques**

La migration d'un contaminant en solution est généralement le résultat de l'interaction de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques. Les quatre principaux processus contrôlant le mouvement des contaminants en subsurface sont l'advection, la dispersion, le transfert de masse entre différentes phases. Les transferts tels que les phénomènes d'adsorption, la volatilisation, correspondent à un transfert de matière en réponse à un gradient chimique. La réaction correspond à tous les processus modifiant la nature physico-chimique du contaminant.

## 1.8.1 Adsorption

### 1.8.2 Définition

Le terme générique « *adsorption* » est utilisé pour désigner l'accumulation d'espèces chimiques à l'interface entre une phase liquide et des surfaces solides, sans le développement d'un arrangement moléculaire à trois dimensions.

L'adsorption se distingue alors de la précipitation, définie comme la croissance d'une structure tridimensionnelle qui se répète dans l'espace, et de l'absorption, qui implique la diffusion d'une espèce à l'intérieur d'un solide [03].

#### 1.8.2.1 Types d'adsorption

Selon les énergies de liaisons mises en jeu, deux types d'adsorption peuvent être distingués : l'adsorption physique ou l'adsorption chimique :

##### 1.8.2.1.1 Adsorption physique ou physisorption

L'adsorption physique est due à l'existence de charges électriques non neutralisées à la surface et/ou à l'intérieur de certains minéraux ou colloïdes. Une particule de sol possède en effet une charge totale intrinsèque, résultante de deux types de charges : celles dues aux imperfections cristallines à l'intérieur du solide et appelées « *charges permanentes* » ; et celles dues à l'adsorption préférentielle de certains ions de la solution environnante ou à une dissolution non congruente, appelées « *charges variables* » [03].

### **1.8.2.1.2 Adsorption chimique ou chimisorption**

Elle est essentiellement le résultat de l'établissement des liaisons de type ionique<sup>1</sup> qui s'établissent entre cations (ou anions) et charges négatives (ou positives) de surface. Mais il peut également s'établir des liaisons covalentes de coordination<sup>2</sup> entre atomes d'oxygènes (-O) et métaux de transition par exemple, l'un et l'autre de ces éléments pouvant appartenir, soit à la surface du solide, soit à l'ion adsorbé ; ou encore des liaisons hydrogène mettant en jeu les groupements hydroxylés (-OH) de la surface et ceux des ions complexes hydroxylés de la solution [24].

### **1.8.2.2 Caractéristiques des adsorbants**

Théoriquement tout solide est considéré comme un adsorbant. En pratique, seuls les adsorbants ayant une surface spécifique suffisante sont utilisés [22]. Les plus utilisés sont :

Les charbons actifs, les alumines activées, les gels de silice, les zéolites, les tamis moléculaires carbonés et la bentonite [22,23].

La principale propriété requise d'un adsorbant est sa capacité d'adsorption : les molécules du fluide doivent être adsorbées à la surface, pour cela, on joue sur deux facteurs [24] :

La surface externe;

La porosité du solide.

Généralement, la capacité d'adsorption n'est mesurable que lorsqu'elle est suffisamment élevée. On caractérise alors le solide en exprimant l'aire spécifique de ce solide, c'est-à-dire la surface totale accessible aux molécules de fluide ramenée à l'unité de masse [25].

---

<sup>1</sup> Un transfert d'électrons entre atomes résulte en une attraction électrostatique entre les ions résultants de charge opposée.

<sup>2</sup> Partage plus ou moins égal d'électrons provenant d'un seul des atomes partenaires.

### 1.8.2.3 Isothermes d'adsorption à l'équilibre

Les isothermes d'adsorption sont des représentations graphiques ou des modèles mathématiques des données à l'équilibre, à une température donnée, des concentrations du polluant en solution en fonction de la teneur en polluant adsorbée dans la fraction solide du sol. La modélisation de la réaction est donc fondée sur les lois de la forme  $q = f(C)$  où  $q$  est la concentration massique du contaminant dans la phase solide à l'équilibre, et  $C$  la concentration du contaminant en phase liquide à l'équilibre.

Dans le cas le plus simple, la concentration dans le solide  $q$  est directement proportionnelle à la concentration en solution  $C$  à l'équilibre :

$$q = K_d * C \quad (2)$$

$q$  : masse de soluté adsorbé à l'équilibre par unité de masse du sol [ $M.M^{-1}$ ] ;

$C$  : concentration du soluté en solution à l'équilibre [ $M.L^{-3}$ ] ;

$K_d$  : coefficient de distribution ou de partage [ $L^3.M^{-1}$ ].

L'isotherme linéaire n'est valable que lorsque les concentrations en substances dissoutes sont inférieures à la moitié de leur solubilité intrinsèque. C'est généralement le cas pour les aromatiques dissous provenant d'un produit pétrolier [22,23].

Par contre dans le cas de non linéarité, le coefficient  $K_d$  prend d'autres formes selon les isothermes établies, les plus fréquentes étant celles de **Langmuir** et **Freundlich**.

#### 1.8.2.3.1 Modèle de Langmuir

Pour un soluté donné, la quantité adsorbée  $q$  et la concentration en solution à l'équilibre sont reliés comme suit :

$$q = \frac{b*Q_m*C}{1+Bc} \quad (3)$$

L'équation(3) peut s'écrire de la manière suivante :

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{b*Q_m*C} + \frac{1}{Q_m} \quad (4)$$

b et  $Q_m$  sont des constantes de **Langmuir**

Dans le modèle de **Langmuir**,  $Q_m$  est la quantité maximale de soluté adsorbée par le sol  $[M.M^{-1}]$ .

L'isotherme de Langmuir décrit l'adsorption comme s'effectuant sur une surface homogène où tous les sites ont la même énergie d'adsorption et la quantité adsorbée couvre toute la monocouche.

Le modèle de **Langmuir** peut représenter l'adsorption de nombreux composés ioniques.

Cependant, pour les composés non ioniques l'ajustement de l'isotherme selon ce modèle reste difficile du fait de l'hétérogénéité des surfaces des adsorbants qui est due à la nature complexe des sols [22,23].

#### 1.8.2.3.2 *Modèle de Freundlich*

Pour l'adsorption des polluants dans les sols supposés comme des surfaces hétérogènes, l'isotherme est décrite par la relation suivante :

$$q = K_f C^{nf} \quad (5)$$

$K_f$  et  $C_{nf}$  sont les constantes de **Freundlich**.

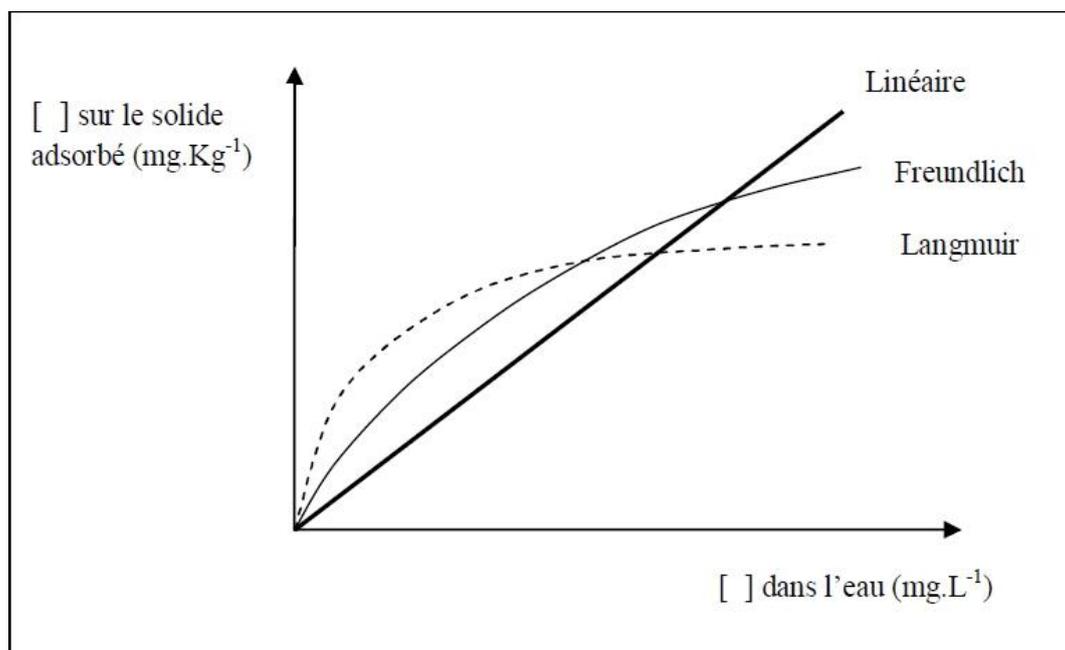


Figure 2: Allure des trois types d'isotherme [24].

### **1.8.3 Désorption**

Le phénomène de désorption des polluants est basé sur les processus physicochimiques et biologiques [24]. La principale cause de désorption est le changement des caractéristiques physicochimiques de la phase liquide entourant la phase solide en état de rétention des molécules.

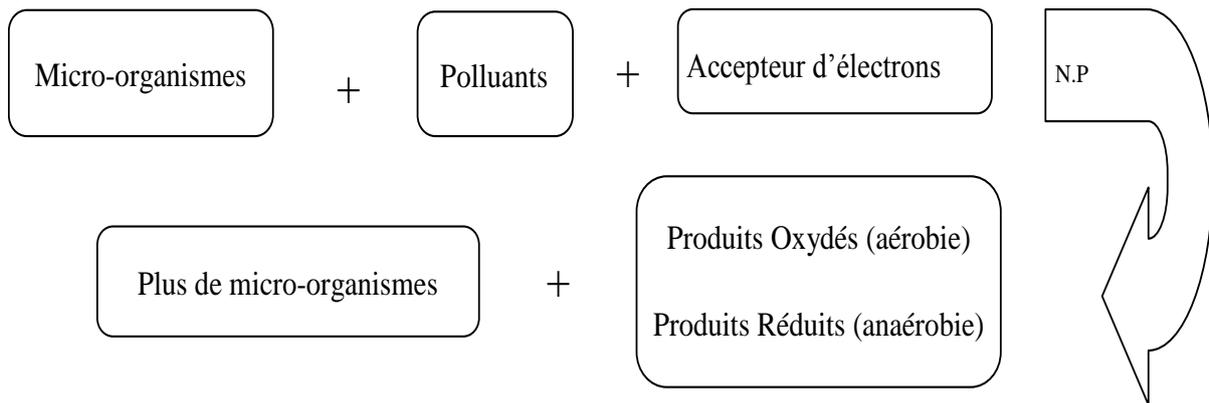
Dans la plupart des cas, l'isotherme d'adsorption ne coïncide pas avec celle de désorption, ce phénomène est connu sous le nom « phénomène d'hystérésis ». Cela signifie que pas toutes les molécules retenues par le sol peuvent être transférées dans la solution, autrement dit l'adsorption n'est pas réversible dans la plupart des cas [26].

### **1.8.4 Biodégradation**

Les composés organiques sont souvent classés comme biodégradables, persistants ou récalcitrants. Le terme biodégradation signifie tout simplement la transformation biologique d'un composé organique en une autre forme. Ce procédé peut donc convertir un composé inoffensif en composé toxique, changer une substance immédiatement métabolisable en substance difficile détruire, ou altérer la toxicité du composé.

Cependant, lorsqu'on dit qu'un composé est biodégradable, cela signifie habituellement qu'il peut être minéralisé (conversion en dioxyde de carbone, eau et différentes formes inorganiques). La biodégradation primaire, tant qu'à elle, est utilisée pour indiquer une simple transformation alors que le terme de biodégradation signifie n'importe quelle transformation entre la biodégradation primaire et la minéralisation. La transformation la plus avantageuse serait la dégradation totale du composé toxique accompagnée par sa conversion en matière ayant une valeur commerciale [27].

L'équation ci-dessous résume le processus de dégradation biologique [21] :



### 1.8.5 Advection

L'advection est considérée comme un mécanisme dominant le transport de soluté dans la zone non saturée, c'est à dire la couche variablement saturée des sols et des sédiments entre la surface du sol et les aquifères.

C'est le moyen le plus efficace de transporter un soluté loin de la source par un déplacement d'une particule fluide au sein de l'écoulement [28]. L'équation de transport par advection pure dans un milieu monodimensionnel est la suivante :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -U_z \frac{\partial c}{\partial z} \quad (6)$$

Avec  $U_z$ , vitesse moyenne linéaire du fluide qui est en relation avec la porosité de la matrice solide qui participe réellement à l'écoulement des eaux souterraines [29] ; elle est donnée par :

$$U_z = -\frac{K}{\varepsilon} \frac{dh}{dl} \quad (7)$$

$U_z$  : vitesse linéaire moyenne [ $L.T^{-1}$ ] ;

$\varepsilon$  : exprime la porosité du sol ;

$K$  : conductivité hydraulique ou vitesse de **Darcy** [ $L.T^{-1}$ ] ;

### 1.8.6 Diffusion moléculaire

C'est un phénomène physique lié à l'agitation moléculaire. Dans un fluide au repos, le mouvement brownien envoie des particules dans toutes les directions de l'espace. Si la concentration n'est pas homogène, c'est à dire s'il existe un gradient de concentration entre deux points voisins, le point ayant la concentration la plus élevée enverra en moyenne plus de particules dans toutes les directions que l'autre point. La résultante sera donc un transfert de particules des zones à concentration élevée vers les zones à concentration faible selon une loi de **Fick** classique où le coefficient de diffusion moléculaire traduit la proportionnalité du flux massique au gradient de concentration [25]. Cette loi s'écrit [30] :

$$F_d = -D^* \cdot \frac{dC}{dz} \quad (8)$$

Avec

$F_d$  : flux de diffusion de masse par unité de surface par unité de temps [ $M.L^{-2}.T^{-1}$ ],

$D^*$  : coefficient de diffusion effectif [ $L^2.T^{-1}$ ];

$\frac{dC}{dz}$  : Gradient de concentration [ $M.L^{-3}.T^{-1}$ ].

Les valeurs de  $D^*$  sont bien connues et varient, selon les espèces, de  $10^{-9}$  à  $2.10^{-9}$   $m^2/s$  à  $25^\circ C$  [30]. A partir de la première loi de **Fick** et de l'équation de continuité, le taux avec lequel le contaminant peut diffuser dans les sols est donné par :

$$\frac{dC}{dt} = D^* * \frac{d^2C}{dz^2} \quad (9)$$

### 1.8.7 Dispersion cinématique

Du fait de la microstructure du milieu, la vitesse du fluide varie en magnitude et en direction au sein du milieu poreux. Cette variation des vitesses entraîne une dilution du soluté, appelée dispersion cinématique. Pour caractériser le mécanisme de dispersion, il a été introduit un coefficient de dispersion mécanique. Il est donné par :

$$D_z = \alpha_L * U_z \quad (10)$$

$$D_y = \alpha_T * U_y \quad (11)$$

Où  $\alpha_L$  et  $\alpha_T$  représentent la dispersivité, respectivement longitudinale et transversale [28, 31].

### 1.8.8 Dispersion hydrodynamique

La dispersion hydrodynamique est un phénomène par lequel une substance migre dans le sol. En se déplaçant, l'espèce chimique se dilue (effet du mélange) et s'étale pour occuper un volume plus grand avec une concentration décroissante (effet de dilution). Cette propagation est provoquée, d'une part, par le déplacement des molécules sous l'effet de la diffusion moléculaire et, d'autre part, par la dispersion cinématique [30].

### 1.9 Différents modèles de transport du polluant dans le sol

Les processus de transport dans les sols, ont lieu principalement dans la zone non saturée, par le réseau poreux partiellement rempli d'eau. Par conséquent, quand les solutés entrent dans le sol, la plupart d'entre eux sont transportés par l'eau sous l'effet de la pesanteur selon une composante essentiellement verticale avec un mouvement convectif-dispersif. Cependant, le transport peut également être affecté par d'autres processus de natures chimique, biologique et physique.

#### 1.9.1 Transfert multidimensionnel

**Omenico** et **Rchwarts** ont donné une solution approximative pour le transport multidimensionnel de polluants. Cette solution inclut les phénomènes de sorption, de dispersion transversale et longitudinale, la dégradation du polluant et le temps. Elle est décrite par l'équation différentielle suivante [31]:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U_z \frac{\partial C}{\partial z} - \lambda C \quad (12)$$

$D_x, D_y, D_z$  : coefficients de dispersion selon les directions x, y, z respectivement.

La solution est résumée en trois cas. Le contaminant peut se propager selon les directions x, y et z.

**Premier cas** : dispersion dans les directions  $\pm y$  :

$$C(x, y, z, t) = \frac{C_0}{4} \exp \left\{ \frac{z}{2\alpha_z} \left[ 1 - \sqrt{1 + \frac{4\alpha_x}{U_z}} \right] \right\} \operatorname{erfc} \left( \frac{x - V_{ct} \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{V_x}}}{2\sqrt{\alpha_x V_{ct}}} \right) \left\{ \operatorname{erfc} \left( \frac{y + Y/2}{2\alpha_y x} \right) - \operatorname{erfc} \left( \frac{y - Y/2}{2\alpha_y x} \right) \right\} \quad (13)$$

**Deuxièmes cas** : dispersion dans les directions  $\pm y$  et  $-z$  :

$$C(x, y, z, t) = \frac{C_0}{8} \exp \left\{ \frac{x}{2\alpha_x} \left[ 1 - \sqrt{1 + \frac{4\alpha_x}{U_x}} \right] \right\} \operatorname{erfc} \left( \frac{x - V_{ct} \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{V_x}}}{2\sqrt{\alpha_x V_{ct}}} \right) \left\{ \operatorname{erfc} \left( \frac{y + Y/2}{2\alpha_y x} \right) - \operatorname{erfc} \left( \frac{y - Y/2}{2\alpha_y x} \right) \right\} \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{z + Z/2}{2\alpha_z x} \right) - \operatorname{erfc} \left( \frac{z - Z/2}{2\alpha_z x} \right) \right] \quad (14)$$

**Troisièmes cas** : dispersion dans les directions  $\pm y$  et  $\pm z$  :

$$C(x, y, z, t) = \frac{C_0}{8} \exp \left\{ \frac{x}{2\alpha_x} \left[ 1 - \sqrt{1 + \frac{4\alpha_x}{U_x}} \right] \right\} \operatorname{erfc} \left( \frac{x - V_{ct} \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{V_x}}}{2\sqrt{\alpha_x V_{ct}}} \right) \left\{ \operatorname{erfc} \left( \frac{y + Y/2}{2\alpha_y x} \right) - \operatorname{erfc} \left( \frac{y - Y/2}{2\alpha_y x} \right) \right\} \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{z + Z/2}{2\alpha_z x} \right) - \operatorname{erfc} \left( \frac{z - Z/2}{2\alpha_z x} \right) \right] \quad (15)$$

$Y, Z$  : sont les points initiaux de diffusion.

$\alpha_x, \lambda, V_x$  : Sont déterminés expérimentalement.

### 1.9.2 Écoulement unidimensionnel

Depuis quelques années, de nombreux travaux ont été réalisés sur la théorie du transport de masse en réponse à l'intérêt croissant des problèmes liés à la contamination des eaux souterraines. Une approche principale consiste à assimiler le milieu poreux à un milieu homogène dans lequel on applique les lois de la mécanique des milieux continus [29].

L'équation globale de transport convectif-dispersif avec adsorption et biodégradation en milieu poreux, homogène non saturé est donné dans le cas d'un écoulement unidimensionnel selon l'axe  $z$  de la manière suivante [32,34] :

$$\underbrace{\frac{\partial c}{\partial t}}_1 = \underbrace{D_z \left( \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right)}_2 - \underbrace{U_z \frac{\partial C}{\partial z}}_3 + \underbrace{\frac{B_d}{\varepsilon} \frac{\partial q}{\partial t}}_4 + \underbrace{\frac{\partial c}{\partial t}}_5 \quad (16)$$

Avec

1 : Flux de la concentration du contaminant dû à tout les processus agissant dans le système ;

2 : Flux dû à la dispersion hydrodynamique ;

3 : Flux dû à la convection ;

4 : Flux dû à l'adsorption ;

5 : Flux dû à la biodégradation;

$D_z$  : Coefficient de dispersion hydrodynamique dans la direction  $z$  ;

$U_z$  : Vitesse moyenne de la migration de l'eau dans la direction de l'écoulement  $z$  ;

$\frac{\partial q}{\partial t}$  : Variation de la masse du contaminant adsorbée par masse de sol en fonction du temps;

$\frac{\partial C}{\partial z}$  : Variation de la concentration du contaminant suivant l'axe de l'écoulement  $z$  ;

$B_d$  : Densité de sol sec.

Pour une adsorption linéaire l'isotherme (capacité d'adsorption est faible), la vitesse de transport du contaminant est définie comme le rapport entre la vitesse du déplacement de l'eau et le coefficient de retardement  $R$  [33].

$$V_c = \frac{Uz}{R} \quad (17)$$

Avec

$V_c$  : Vitesse différée du transport [L.T<sup>-1</sup>].

On peut décrire le coefficient de retardement comme le rapport entre les vitesses des espèces adsorbées et celles non adsorbées comme suit [29,32].

$$R = 1 + B_d \frac{K_d}{\varepsilon} \quad (18)$$

Les travaux de **Van Genuchten** et **Wagenet** mettent en évidence des cinétiques de biodégradation du 1<sup>er</sup> ordre dans la phase liquide et solide et que l'équation (12) peut être développée par l'équation suivante [27],:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \left(\frac{\partial c}{\partial t}\right)_{aq} + \left(\frac{\partial c}{\partial t}\right)_s + \frac{B_d}{\varepsilon} * \left(\frac{\partial q}{\partial t}\right)_s = -\lambda_{aq} * C - \lambda_s * B_d \frac{K_d}{\varepsilon} * C = -\lambda * C \quad (19)$$

Avec

$$\lambda = \lambda_{aq} + \lambda_s * B_d * \frac{K_d}{\varepsilon} \quad (20)$$

Où

$\lambda_{aq}$  : Taux de biodégradation de 1<sup>er</sup> ordre en phase aqueuse [T<sup>-1</sup>];

$\lambda_s$  : Taux de biodégradation de 1<sup>er</sup> ordre en phase solide [T<sup>-1</sup>];

$\lambda$  : Taux de biodégradation de 1<sup>er</sup> ordre globale [T<sup>-1</sup>].

En introduisant les équations (2), (18) et (19) dans (16), l'équation globale du transport devient:

$$R \left( \frac{\partial c}{\partial t} \right) = D_z \left( \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \right) - U_z \frac{\partial c}{\partial z} - \lambda * C \quad (21)$$

La solution de l'équation (21) à été établie par **Bear (1979)** [29] :

$$C(z, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \exp\left(\frac{z}{2\alpha z}\right) \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha z}{U_z}}\right] \operatorname{erfc}\left(\frac{z - V_c t \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha z}{U_z}}}{2\sqrt{\alpha z V_c t}}\right) + \exp\left(\frac{z}{2\alpha z}\right) \left[1 + \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha z}{U_z}}\right] \operatorname{erfc}\left(\frac{z + V_c t \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha z}{U_z}}}{2\sqrt{\alpha z V_c t}}\right) \right\} \quad (22)$$

Avec

$z$ : Distance depuis la source.

$\alpha_z$ : Dispersion longitudinale.

Où :

$$D_z = \alpha z U_z \quad (23)$$

$t$  : Temps depuis la mise en place de la source.

L'équation (22) est sous forme de l'équation de Buscheck et Alcantar (1995) [29], ces derniers ont supposé que les concentrations mesurées le long de la ligne centrale d'un panache est équilibré suivant un procédé global de premier ordre d'atténuation donné par :

$$C(z) = C_0 \exp\left(-K * \frac{z}{U_z}\right) \quad (24)$$

Avec

$K$  : Constante d'atténuation de 1<sup>er</sup> ordre qui inclut l'atténuation due à la dispersion longitudinale et la dégradation [ $T^{-1}$ ].

La valeur de  $k$  est déterminée par de la pente du logarithme naturel des concentrations observées en bas de la ligne centrale d'un panache de contaminant, où :

$$K = -(\text{la pente})U_z \quad (25)$$

## **CHAPITRE II : DESCRIPTION DE L'INSTALLATION EXPERIMENTALE ET METHODOLOGIE DE MESURES**

Ce chapitre est consacré à décrire le dispositif expérimental utilisé et les méthodes de mesure utilisées pour la caractérisation du sol et du polluant considérés.

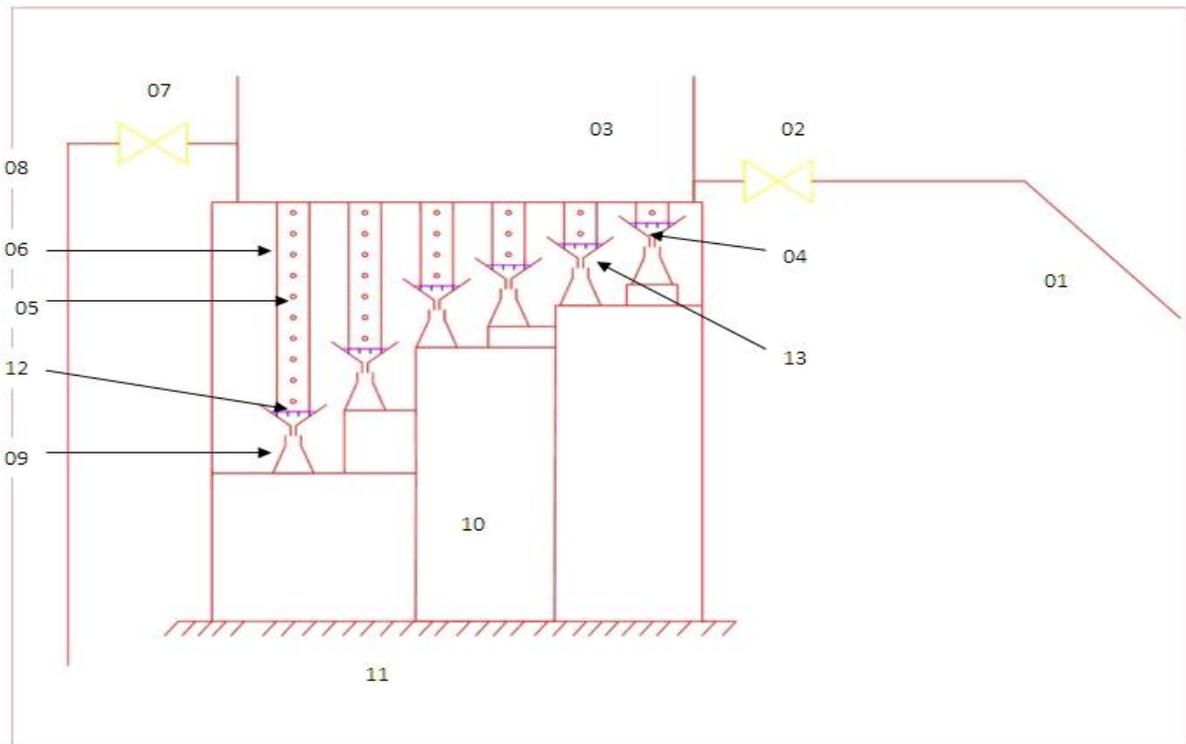
### **2.1 Description du dispositif expérimental**

Les expériences se sont déroulées au sein du laboratoire d'hydraulique où se trouve le dispositif expérimental schématisé sur la figure 2. Il comporte six colonnes verticales en plexiglas d'un diamètre intérieur de 6,4 cm et des hauteurs de 5, 10, 15, 20, 35 et 50 cm surmontées par un bac rectangulaire (99×30×30cm) muni de deux orifices avec vannes pour assurer l'écoulement de l'eau. Chaque colonne comportent deux brides (fixe et démontable) à la base inférieure et des prises de prélèvement et de pression situées chacune sur deux génératrices diamétralement opposés. Les prises de prélèvement et de pression d'un diamètre de 0.9 cm sont situées à des hauteurs bien définies (2,5, 7,5, 12,5, 17,5, 22,5, 27,5, 32,5, 37,5, 42,5, 47,5) pour chaque colonne comme le montre la figure 4.

Des grilles métalliques et des filtres permettant de soutenir et retenir le solide, on été disposées entre les brides.

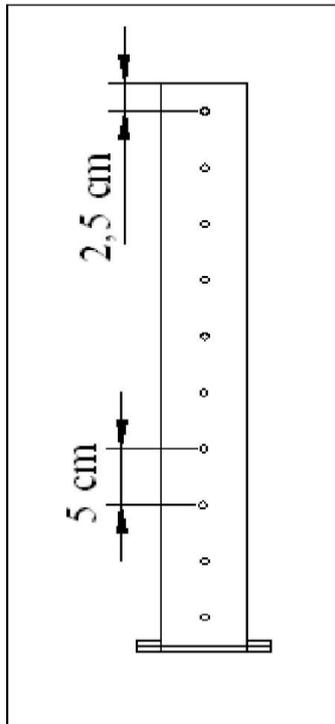
Une quantité de gravier est mise dans le bac qui à été apporté de la plage de BORDJ EL KIFFAN, pour éviter le transport des grains solide d'une colonne à l'autre.

Des Erlenmeyers sont disposées au bas de chaque colonne pour récupérer le percolât. Le labo d'hydraulique est doté par un réservoir d'une capacité 345 litres en haut et une bache d'eau. Le premier est utilisé pour alimenter le bac et maintenir un débit de circulation d'eau constant en circuit fermé.



**Figure 1: Schématisation du système expérimentale.**

01	Source d'alimentation en eau	07	Vanne de sortie.
02	Vanne d'entrée.	08	L'Exée de l'eau est évacué vers la bêche d'eau.
03	Bac rectangulaire.	09	Erlenmeyer.
04	La solution drainée ou infiltrée.	10	Support.
05	Prise de prélèvent des échantillons du sol.	11	Le sol.
06	Colonne du sol.	12	Système pour retenir le sol.
		13	Entonnoir.



**Figure 2: schéma agrandi d'une colonne de sol.**

## **2.2 Méthodes D'analyse**

### **2.2.1 Caractéristiques physico-chimiques de sol**

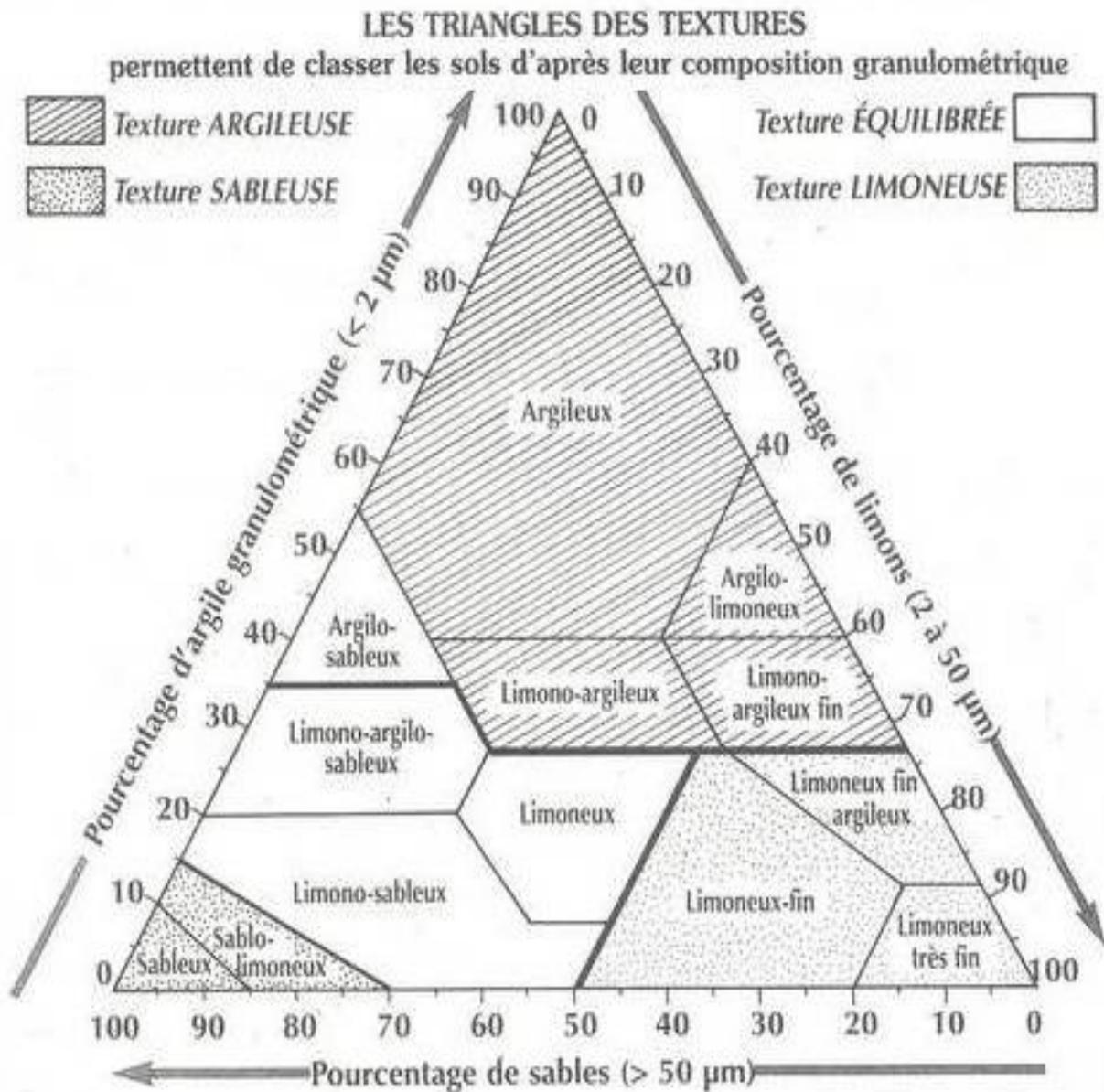
Le sol étudié est issu d'un prélèvement effectué à l'Ecole Nationale Polytechnique. Au niveau du laboratoire, en raison de son état mouillé, le sol a été étalé à l'air libre pendant trois semaines pour être ensuite tamisé (< 2mm) puis homogénéisé par quartage pour éliminer tout problème d'hétérogénéité. Le refus du tamisât de 2mm a été broyé à l'aide d'un concasseur giratoire (deux fois).

#### **2.2.1.1 Analyse granulométrique**

C'est une méthode par tamisage qui consiste à séparer les grains d'une masse connue de sol au moyen d'une série de tamis disposés de bas haut dans le sens croissant de l'ouverture des mailles et à peser successivement le refus cumulé sur chaque tamis. La détermination de la répartition granulométrique est basée sur la connaissance de masse de refus rapportée à la masse totale de sol ( $m_i/m_T$ ) en fonction du diamètre moyen de deux tamis consécutifs  $d_{imoy}=(d_{i-1}+d_i)/2$ . Les résultats obtenus sont reportés graphiquement et permettent d'obtenir la courbe granulométrique du sol étudié. Les proportions des particules d'un diamètre supérieur à  $80\mu m$  sont déterminées par tamisage selon la norme (ISO 3310) tandis que celles inférieures

à 80µm sont déterminées par sédimentation selon la norme (NFP 94 057). Le tracé du pourcentage cumulé permettra la détermination des diamètres  $d_{60}$  et  $d_{10}$  et de déduire le coefficient d'uniformité du sol étudié. Les résultats de l'analyse granulométriques sont présentés en annexe (1).

La classification granulométrique se présente en coordonnées triangulaires :



**Figure 3: Triangle textural [33].**

### 2.2.1.2 Remplissage des colonnes

Afin de remplir les colonnes de notre sol de façon homogène, nous avons fixé une porosité moyenne et déterminé les masses nécessaires dans chaque colonne par l'équation suivante :

$$m_s = \rho_s * (1 - \varepsilon) * h * \frac{\pi * D^2}{4} \quad (26)$$

Avec:

$m_s$  : Masse du sol dans chaque colonne [M] ;

$\rho_s$  : Masse volumique du sol. [M L<sup>-3</sup>] ;

$\varepsilon$  : Porosité;

D : Diamètre de la colonne [L] ;

h: Hauteur de chaque colonne [L] ;

### 2.2.1.3 Diamètre moyen des particules

Le diamètre des particules est donné par la formule suivante :

$$D_p = \frac{\sum_i m_i}{\sum_i \frac{m_i}{D_i}} \quad (27)$$

$m_i$  : Fraction massique du solide recueilli dans le tamis i [M] ;

$D_i$  : Diamètre moyen des deux tamis consécutifs [M].

$$D_i = \frac{D_{i-1} + D_i}{2} \quad (28)$$

#### 2.2.1.4 Masse volumique réelle

La masse volumique réelle est définie comme le rapport entre la masse du sol sec et son volume.

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} \quad (29)$$

$m_s$ : Masse de la phase solide [M] ;

$V_s$ : Volume du sol utilisé [ $L^{-3}$ ].

#### 2.2.1.5 Porosité

La porosité,  $\varepsilon$ , constitue un indice du volume relatif des vides dans le sol et est définie comme le rapport du volume des vides au volume total de sol.

$$\varepsilon = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_s} \quad (30)$$

Avec

$$\rho_d = \frac{m_s}{V_t} \quad (31)$$

$V_t$ : Volume total apparent [ $L^{-3}$ ].

#### 2.2.1.6 Potentiel hydrogène « pH »

On introduit 5g de sol dans un bécher, et on y ajoute 50ml d'eau distillée selon la norme (NF X 31 103). Après agitation du mélange pendant 5 minutes, on laisse reposer le mélange pendant 3 heures. On effectue la lecture à l'aide d'un pH-mètre.

#### 2.2.1.7 Humidité

L'humidité est déterminée selon la norme (NF X 31-102). Son principe repose sur un séchage à l'étuve de 105°C d'une masse donnée de l'échantillon jusqu'à une masse constante. L'humidité exprimée en pourcentage est égale à:

$$H_u(\%) = \frac{m_0 - m_1}{m_0} * 100\% \quad (32)$$

Où :

$m_0$ : Masse de la prise d'essai avant séchage [M] ;

$m_1$ : Masse de la prise d'essai après séchage [M];

$H_u$ : Taux d'humidité (%).

### 2.2.1.8 Matière organique

La matière organique est déterminée à partir de la norme (NF X 31 071).

L'échantillon du sol sec (après étuvage pendant une heure à la température de 105°C) est introduit dans un four à 550°C pendant vingt minutes. La matière organique est déterminée comme suit :

$$MO(\%) = \frac{m_1 - m_2}{m_0} * 100\% \quad (33)$$

Où :

$m_0$ : Masse de la prise d'essai avant séchage [M] ;

$m_1$ : Masse de la prise d'essai après séchage (étuvassions) [M] ;

$m_2$ : Masse de la prise d'essai après calcination [M] ;

MO : Taux de la matière organique (%).

### 2.2.1.9 Conductivité hydraulique

La mesure de la perméabilité a été effectuée au niveau de laboratoire central des travaux publics qui se trouvent à HAUSSEIN-DAY-ALGER suivant la norme (XPP94-090-1) à l'aide d'un oedomètre schématisé dans la figure 6. Une masse du sol est introduite dans un cylindre dont les dimensions sont (Hauteur=2,4 cm et diamètre=7cm), le principe de cette méthode consiste à faire passer l'eau à travers le tube dans la couche de sol jusqu'à une charge de saturation.

Calcul de la masse du sol introduite dans le cylindre :

$$m_s = \rho_s * V_s \quad (34)$$

Où

$\rho_s$ : Masse volumique du sol [ $M L^{-3}$ ];

$V_s$  : Volume du cylindre [ $L^3$ ].

Après, on calcul la perméabilité par la relation suivante :

$$K = 2,3 * \frac{s}{S} * \log \left( \frac{h_1'}{h_2'} \right) * \frac{H}{T} \quad (35)$$

Avec

$s$  : Section de tube ( $3,30 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2$ );

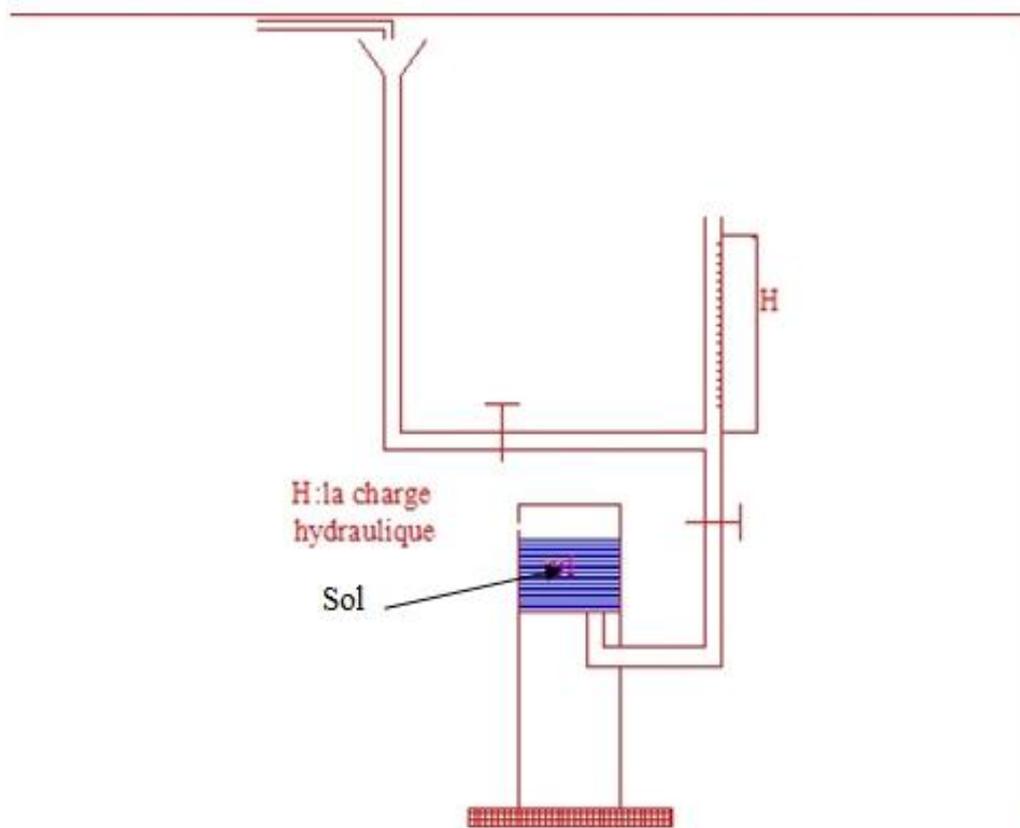
$S$  : Section du cylindre ( $38,46 \text{ cm}^2$ );

$h_1$  : Charge totale d'eau [L];

$h_2$  : Charge de saturation [L];

$H$  : Hauteur de cylindre [L];

$T$  : Temps de saturation [T].



**Figure 4: dispositif de mesure la perméabilité du sol.**

## 2.2.2 ETUDE DE NAPHTALENE

### 2.2.2.1 Naphtalène

Le naphtalène ( $C_{10}H_8$ ) est un solide cristallisé à odeur caractéristique de couleur blanc [34]. C'est un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) et répertorié comme un composé organique semi-volatile (COSV) en raison de sa pression de vapeur de 0,087 mm Hg à 25 °C (le seuil retenu pour définir des composés organiques volatils est 0,1 mm Hg) [35]. Le naphtalène est principalement utilisé comme intermédiaire de synthèse dans la fabrication de nombreux composés organique, notamment anhydride phtalique, colorants azoïques, naphtalène sulfonâtes (plastifiant pour béton), solvants, insecticides. Il également utilisé comme répulsif pour les mites, en pyrotechnie pour réalisé des effets spéciaux au cinéma [36].

La présence du naphthalène dans l'environnement provient principalement de la combustion du bois et des combustibles fossiles dans la maison, utilisations industrielles et aux déversements accidentels dans les sites de déchets dangereux.

### **2.2.2.2 Propriétés physico-chimiques**

Le naphthalène a une masse molaire de  $128,2 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ , une température d'ébullition de  $217,9 \text{ }^\circ\text{C}$ , une densité à  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  : 1,025 à 1,162. Un coefficient de partage octanol/eau  $\log K_{ow}$  de 3,4, une tension de vapeur de  $10,5 \text{ Pa}$  (à  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ), une température de fusion de  $80,25^\circ\text{C}$ , une solubilité dans l'eau de  $31,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (à  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ) et un coefficient de partage eau/carbone organique  $K_{oc}$  de 1250 ( $\text{L}\cdot\text{Kg}^{-1}$ ).

Le naphthalène brûle avec une flamme très fuligineuse en dégageant une fumée âcre très dense, sa décomposition thermique donne naissance à des gaz et vapeur toxiques notamment d'oxydes de carbone. Il réagit violemment avec les oxydants forts, le chlorure d'aluminium et le chlorure de benzoyle. Le naphthalène fondu peut attaquer certaines catégories de plastiques, de caoutchoucs et de revêtements. Il est peu soluble dans l'eau ( $31,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), afin d'augmenter sa concentration on a introduit  $40 \text{ mg}$  du naphthalène dans une solution de méthanol à 2% [34,36].

### **2.2.2.3 Toxicité du Naphthalène**

Chez l'homme, l'absorption du naphthalène est peu documentée. Le naphthalène se distribue dans les tissus graisseux et passe dans le lait maternel. Le naphthalène induit des anémies hémolytiques, peut affecter le foie et un cas de cataracte bilatérale est également rapporté, il peut y avoir des effets cancérigènes.

### **2.2.2.4 Dosage du Naphthalène**

Le dosage du naphthalène se fait par une méthode spectrale dans le domaine de l'ultraviolet.

#### ***2.2.2.4.1 Dosage du Naphthalène dans l'eau***

Suivi de l'évolution de la concentration du naphthalène dans l'eau est effectué par analyse de l'absorbance des solutions à une longueur d'onde  $\lambda_{\text{max}}=217 \text{ nm}$  déterminé à partir d'un balayage de la longueur d'onde entre  $200$  et  $400 \text{ nm}$  [37]. Le détail de la méthode est donné en annexe 3.

#### **2.2.2.4.2 Détermination de la capacité d'adsorption du sol en naphthalène**

Pour déterminer la capacité maximale d'adsorption du sol en naphthalène, on procède à une étude cinétique pour avoir le temps d'équilibre entre le sol et le naphthalène puis on réalise des expériences en batch qui en permettent la détermination de cette capacité.

#### **2.2.2.4.3 Etude de la cinétique d'adsorption du naphthalène dans le sol**

Une masse de sol de 60 g est introduite dans des béchers dans les quelle on ajoute un volume de 600 ml d'une solution de naphthalène d'une concentration  $C_0=30 \text{ mg.L}^{-1}$ . Les suspensions sol-solution de naphthalène sont bouchées hermétiquement pour éviter les déperditions du naphthalène par volatilisation et laissées à des intervalles de temps réguliers et différents (2, 5 et 15 min, etc.) tout en opérant une agitation du mélange à une vitesse modérée (250 rpm). Pour chaque béchers, lorsque le temps de réaction est atteint, la solution de naphthalène est séparée du sol par centrifugation à une vitesse maximale de 3500 rpm [38]. Le surnageant est analysé en naphthalène par la méthode spectrophotométrique dans le domaine de l'ultraviolet.

La quantité du naphthalène adsorbée sur les sols pour chaque temps de réaction est déterminée par la relation suivante :

$$q = (C - C_0) \frac{V}{m} \quad (36)$$

Où :

$C_0$  : Concentration initiale de la solution du naphthalène [M.L-1] ;

$C$ : Concentration finale à l'équilibre [M.L-1];

$q$  : Quantité de naphthalène adsorbée sur le sol [M.M-1];

$m$  : Masse de sol introduite [M] ;

$V$  : Volume de la prise d'essai [L].

#### **2.2.2.4.4 Expérience en batch**

On prépare une série de solutions de naphthalène aux concentrations suivantes: (30, 20, 15,10 et 5 mg.L<sup>-1</sup>). Un volume de 600 ml des solutions de naphthalène préparées est introduit dans des béchers contenant chacun 60 g de notre sol. Les suspensions sont agitées pendant un temps  $t$  (temps d'équilibre déterminé à partir de l'étude cinétique). A la fin de l'essai, on suit les mêmes étapes décrites précédemment dans l'étude cinétique pour l'étude de l'isotherme d'adsorption du naphthalène linéaire, de Langmuir ou Freundlich.

## **CHAPITRE III: PRESENTATION ET DISCUSSION SUR LES RESULTATS EXPERIMENTAUX OBTENUS**

L'objectif de ce travail est d'étudier l'évolution temporelle de la teneur en polluant dans le cas d'une pollution accidentelle du sol à différentes profondeurs  $z$  du sol que nous avons simulé à l'échelle laboratoire.

Dans ce cadre, nous avons choisi un sol non pollué (loin de toute source de contamination) et avons considéré une fraction granulométrique homogène bien déterminée tel que le coefficient d'uniformité soit inférieur à 2.

Après disposition du sol remanié dans les différentes colonnes suivant une même porosité, nous avons procédé à la pollution de ce dernier par du naphthalène et suivi la migration du polluant. La pollution du sol a été réalisée en déversant  $X$  L d'une solution de 40mg/L de naphthalène dans le bac d'alimentation. Des mesures des teneurs en naphthalène dans les percolât récupérés à différentes profondeurs et différents temps ont été effectuées par spectrophotométrie UV. Des mesures de débits ont été également effectuées à la sortie des différentes colonnes.

Des études en batch des phénomènes de sorption ont été réalisées au préalable pour déterminer la cinétique et le modèle d'adsorption.

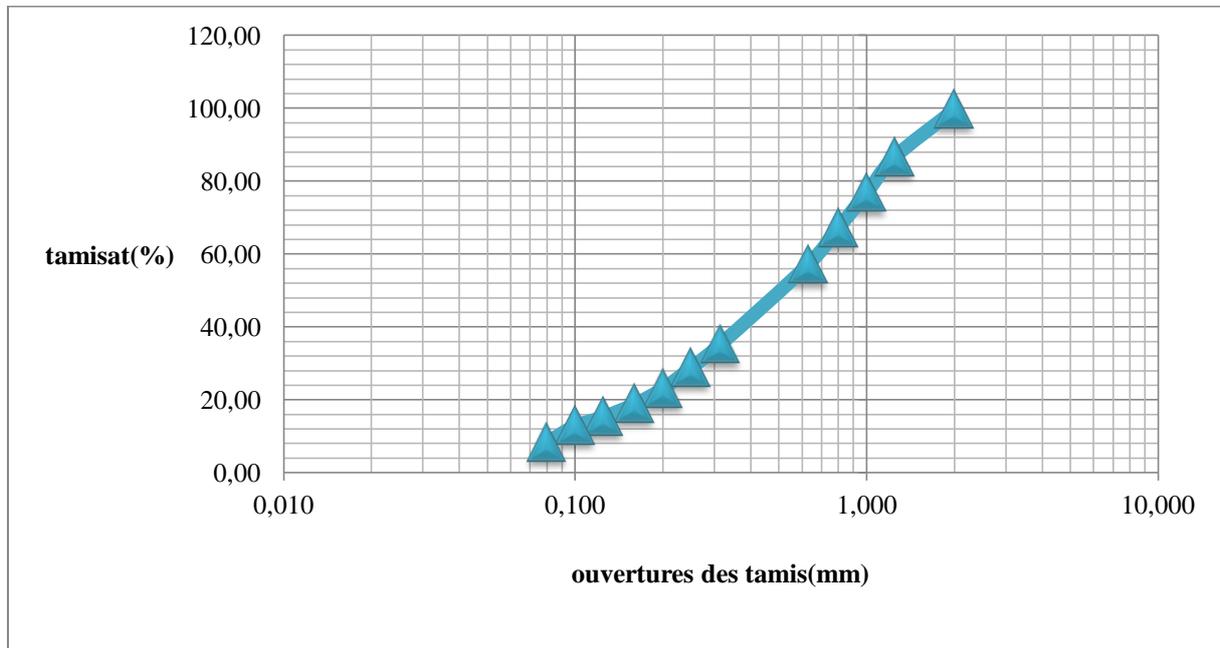
Enfin, nous nous intéresserons à modéliser le transport souterrain du polluant dans le sol par le logiciel MATLAB.

### **3.1 Etude de sol**

Le sol étudié est issu d'un prélèvement au niveau de l'école Nationale Polytechnique d'Alger. Le prélèvement est effectué selon la norme (NF X 31-100) dont le principe consiste à exécuter un certain nombre de prélèvements élémentaires dans une zone présumée homogène et une couche de profondeur donnée. Après séchage à l'air libre, le sol a été tamisé ( $<2\text{mm}$ ) pour enlever tous les cailloux et autres débris et éviter les hétérogénéités.

L'analyse granulométrique du sol ( $<2\text{mm}$ ) effectué au laboratoire LCTP et de Génie Civil de l'ENP a mis en évidence un sol sableux (91.75% de particules de sol entre 80 et  $2000\mu\text{m}$ ) comme illustré sur la figure 7.

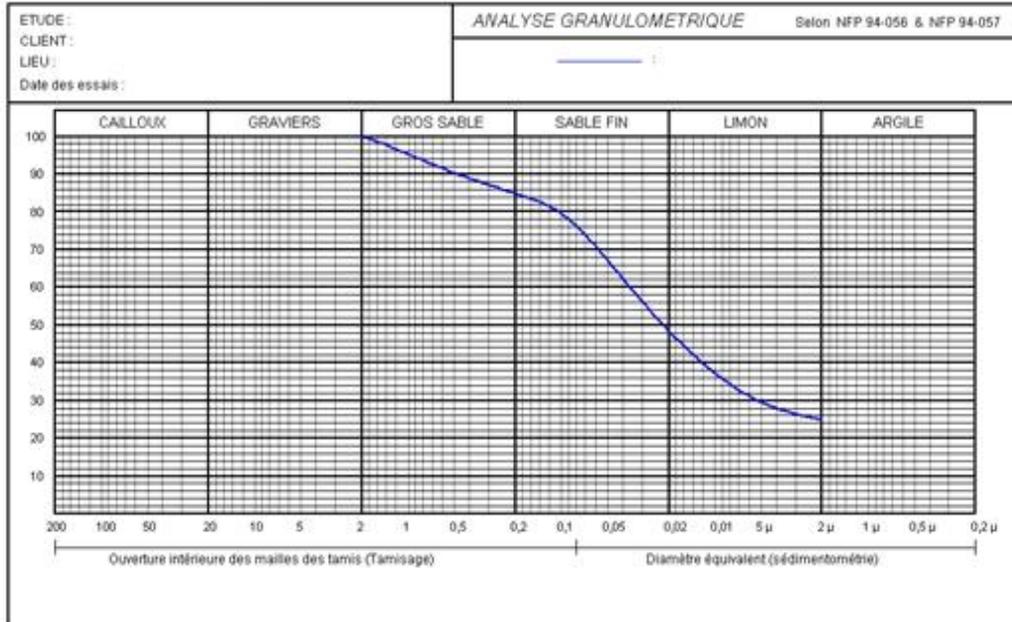
La figure 8 illustre les résultats de la sédimentométrie de la fraction inférieure à  $80\mu\text{m}$  couplées à notre analyse granulométrique et donnés par le laboratoire LCTP selon les normes NFP 94-056 et 057. Il ressort de la figure 8 et des résultats de sédimentométrie l'absence d'argile et une teneur importante en limons (30,7%) et sable fin (49,3%) et par conséquent un sable limoneux qu'il y'a lieu de révéfier.



**Figure 5: Courbe granulométrique du sol étudié.**

La détermination du coefficient de **Hazen** ou d'uniformité ( $C_u$ ) de LCTP; supérieur à 2 ; nous permet de déduire que le sol étudié à une structure hétérogène [11,18]. Il ressort également des résultats de l'analyse granulométrique du sol étudié que la grande proportion des particules de sol a un diamètre (ouvertures des tamis) compris entre 1 et 0,315mm. Le sol ainsi prélevé à l'ENP et tamisé ( $<2000\mu\text{m}$ ) a été tamisé pour récupérer trois fractions de sol de diamètre compris entre  $2000-1000\mu\text{m}$ ,  $1000-315\mu\text{m}$  et  $< 315\mu\text{m}$ .

Dans ce qui va nous nous intéresserons à la fraction comprise entre 1000 et  $315\mu\text{m}$  afin d'avoir une structure homogène.



**Figure 6: Courbe granulométrique du sol étudié d'après LCTP.**

Le tableau suivant regroupe les paramètres physico-chimiques qui caractérisent le sol utilisé :

**Tableau 1: les paramètres physico-chimiques qui caractérisent le sol utilisé.**

Paramètres	Résultats	Paramètres	Résultats
pH à T = 14 ,6°C	8 ,36	Carbone organique (%)	3,87
Porosité (%)	0,57	% du sable	100%
Perméabilité (cm.s <sup>-1</sup> ) [mesurés au LCTP]	1,07 *10 <sup>-5</sup>	D <sub>p</sub> (mm)	0,58
Masse volumique ρ (g/cm <sup>3</sup> )	2,3	D <sub>60</sub> (mm)	0,9
Humidité (%)	3,82	D <sub>10</sub> (mm)	0,48
MO (%)	6,67	Cu (D <sub>60</sub> /D <sub>10</sub> )	1,87

La caractérisation physico-chimiques du sol révèle que :

Le pH du sol est légèrement alcalin (>7), le domaine optimal de pH favorisant la biodégradation et une activité bactérienne importante se situe entre 6 et 8 [39].

Nous remarquons que, le taux d'humidité est important même après séchage à l'air libre

(> 2%) ce qui par conséquent constitue un facteur favorisant à la croissance microbienne et de la biodégradation [40, 41].

Le coefficient de **Hazen** ou d'uniformité (Cu) est inférieur à 2 ce qui confirme la texture homogène du sol [11,41].

Diamètre moyen des particules est dans l'intervalle [0,5mm-1mm] donc on a un sable gros [11].

La perméabilité du sol se situe dans l'intervalle ( $10^{-4}$  à  $10^{-7}$ cm/s) [11] ce qui confirme l'hypothèse d'un sol sableux, d'où le risque de contamination des eaux souterraines.

Il découle du taux en matière organique ; inférieur à 10% ; que le sol est alors considéré comme minéral [41]. Par ailleurs, le pourcentage du carbone organique CO est supérieur à 1%. On s'attend alors que l'adsorption des composés organiques hydrophobes sur la matière organique du sol soit importante [40,42].

Les résultats de l'analyse granulométrique du sol étudié sont présentés dans l'annexe 1.

### **3.2 Etude de l'infiltration de l'eau dans le sol**

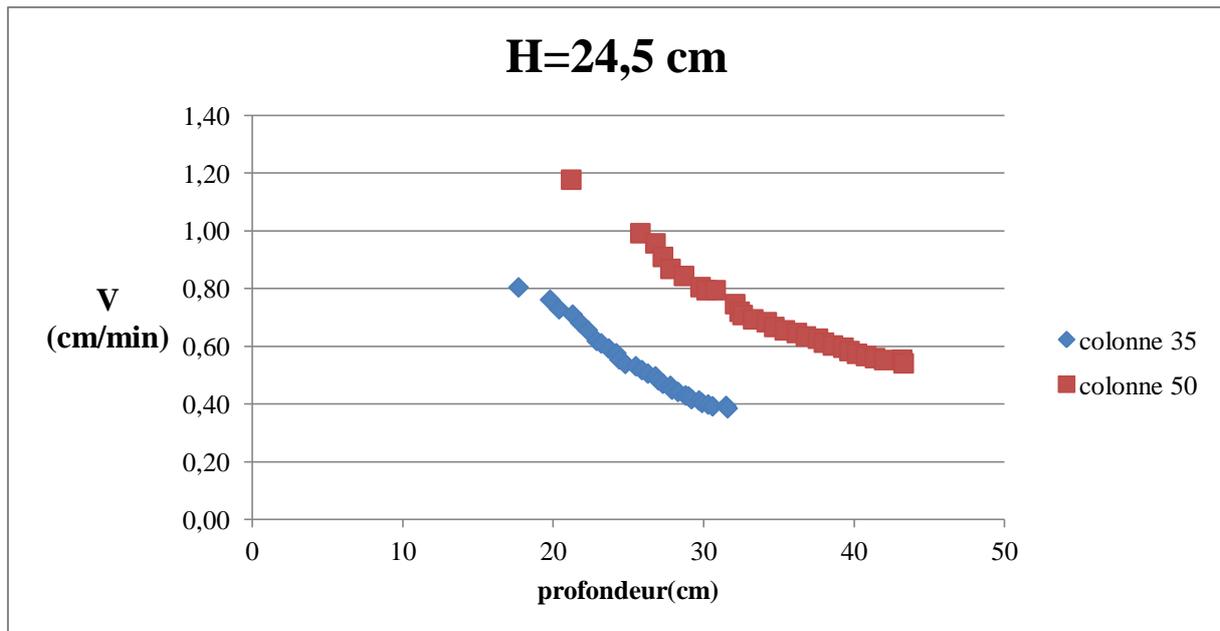
Nous avons remplis les colonnes de sol de manière à avoir une porosité constante et similaire dans toutes les colonnes.

Le remplissage des colonnes a été effectué par tranche de 2cm, en introduisant à chaque fois la même masse de sol déterminée à partir de l'équation (26) pour une porosité de **0,4**. A fin d'atteindre la porosité moyenne, le matériau est compacté par tranche de façon mécanique avec un petit pied dameur.

Une fois les colonnes remplies, de l'eau est envoyé dans le bac d'alimentation en continu à débit et charges constants moyennant un circuit fermé pendant neuf jours afin d'avoir un régime d'écoulement permanent et un tassement maximal dans les colonnes de sol.

Au préalable et juste après remplissage des colonnes, on a procédé à la détermination de la vitesse de percolation dans le sol sec à partir du suivi du temps de déplacement du front de mouillage dans deux colonnes de hauteurs 35 et 50cm (figure9). L'infiltration de l'eau dans les colonnes de sol sec s'effectue suivant un écoulement piston. Après saturation des deux

colonnes de sol, ce sont des mesures des débits de percolât à différent pas de temps. Pour une charge d'eau  $\Delta H$  de 24,5cm qui sont effectuées (Annexe 4).

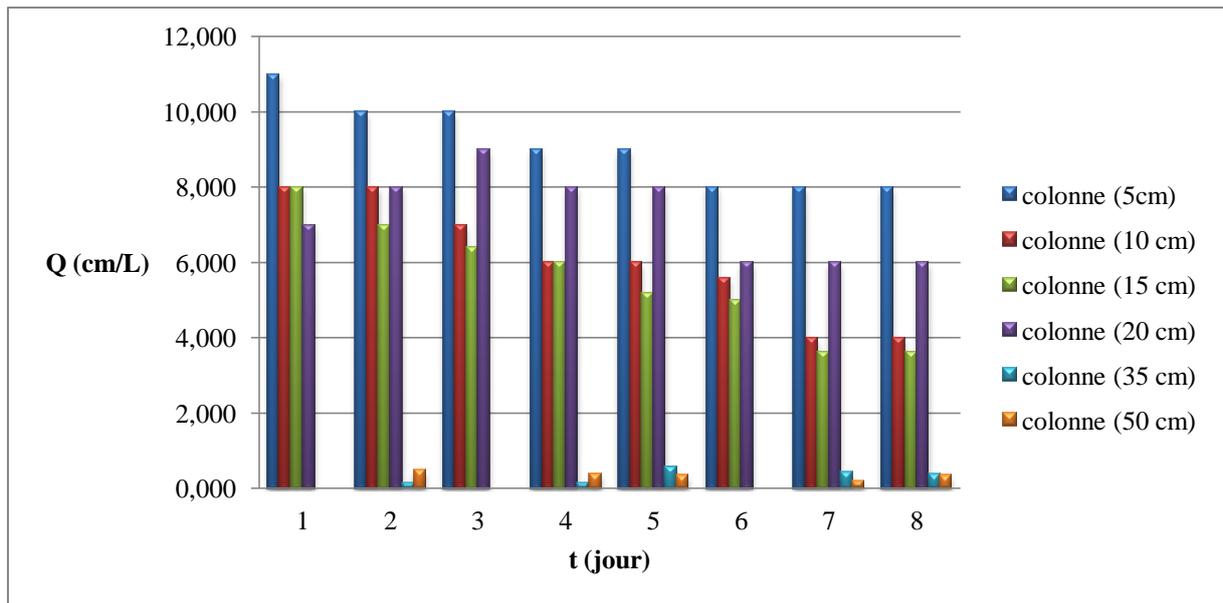


**Figure 7: l'évolution de la vitesse de percolation en fonction de la profondeur des colonnes 35 et 50 cm pour une charge d'eau de 24.5 cm.**

Il ressort des résultats de mesures du temps de déplacement du front de mouillage que plus la profondeur du sol est importante, plus la vitesse d'infiltration de l'eau diminue. Cela est dû à la perte de charge (gradient hydraulique ( $I = H/L$ )) qui croît avec la profondeur et au taux de compaction qui augmente sous l'effet des couches amont du sol (gradient de compactage). Par ailleurs, les variations de la vitesse de percolation avant de saturation dans les deux colonnes en un point donné pourraient être attribuées à la différence des chemins préférentiels pris par le flux d'eau dans chaque colonne du fait du réagencement des grains dans le sol.

Après saturation on a essayé de suivre les débits de percolât dans chaque colonne pour vérifier la stabilité du débit, l'homogénéité des colonnes de sol et si l'écoulement est permanent.

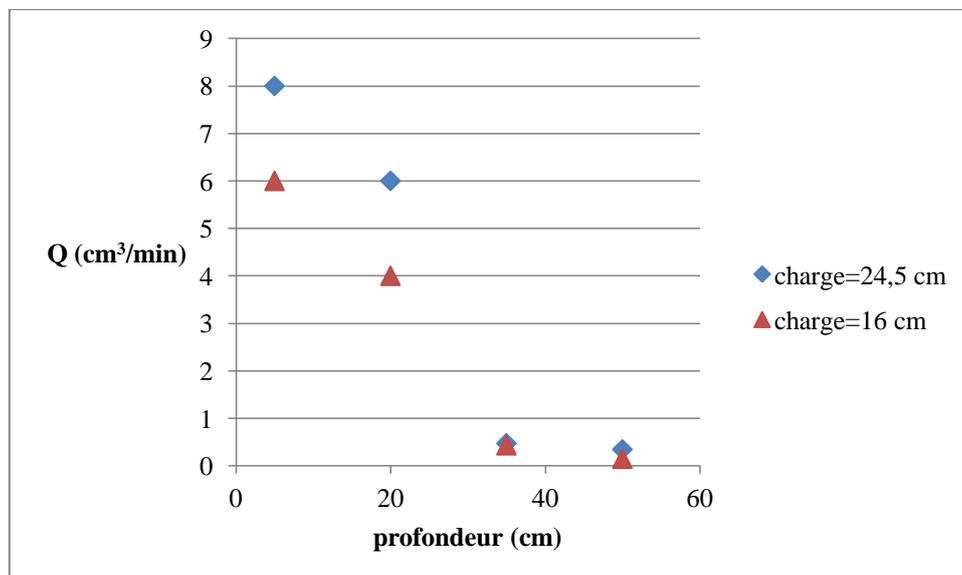
L'histogramme ci après (figure 11) montre l'évolution du débit percolât dans les huit jours à une charge de 24,5 cm :



**Figure 8: l'évolution du débit à la sortie de chaque colonne.**

L'analyse des histogrammes montre que le débit de percolât diminue au cours du temps pour ensuite commencer à se stabiliser dans les différentes colonnes de sol remanié. Il est clair que l'écoulement de l'eau dans le sol au fil du temps entraîne un réagencement des particules caractérisé par une diminution de la vitesse de percolation avec la profondeur du sol et le passage graduel de colonnes de sol d'un état remanié à un état non remanié.

La figure 11 représente l'évolution de débit en huitième jour à une charge de 24,5 cm et le neuvième jour à une charge de 16 cm.



**Figure 9: Influence de la charge sur la percolation.**

D'après les résultats obtenus, on remarque que les débits de percolât diminuent avec la profondeur ceci est dû à la perte de charge  $\Delta I$  (gradient hydraulique) où le débits suivent la loi de Darcy (équation 01), en premier temps les débits diminuent de façon linéaire dans les petites profondeurs est ce qui s'explique au sol homogène ( $C_u < 2$ ) utilisé où l'infiltration de l'eau dans le sol se fait à une vitesse de percolation constante et à une porosité donnée, mais par la suite dans les grandes profondeurs on remarque une brusque diminution de débit est ceci est dû au réagencement des particules qui est le résultat du gradient de compactage (plus en allant en profondeur plus les pores du sol se rétrécissent).

La figure 11 montre que les débits de percolât mesurés diminuent aussi si on baisse la charge d'eau cela est dû à la pression exercée sur la particule d'eau où plus en augmentant la charge plus la pression gravitaire d'eau augmente.

Les résultats sont donnés dans l'annexe 5.

#### ➤ Régime d'écoulement

Pour définir le régime d'écoulement dans les colonnes de sol, nous devons calculer le nombre de Reynolds  $Re$ , où le nombre de Reynolds est le rapport entre les forces d'inertie et de frottement.

$$Re = \frac{D_p * U_{max}}{\nu} \quad (37)$$

Avec

$D_p$ : Diamètre moyen des particules [L] ;

$U_{max}$  : Vitesse de percolation maximale dans les colonnes de sol [ $L.T^{-1}$ ] ;

$\nu$ : Viscosité cinématique [ $L^2.T^{-1}$ ] ;

Le tableau ci après résume les différentes valeurs calculées.

**Tableau 2: calcule le nombre de Reynolds.**

$D_p$ (m)	$U_{max}$ (m.s <sup>-1</sup> )	$\nu$ (m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> )	$R_e$
0,58	$8,04 \cdot 10^{-5}$	$1,007 \cdot 10^{-6}$ (à T=20°C)	46,28

On remarque que  $R_e \ll 2000$  ce qui nous conduit à dire que le régime d'écoulement dans les colonnes de sol est laminaire.

Le régime étant laminaire, la porosité peut être calculée en combinant les équations de Darcy et de **Kozeny-Caraman** [43] (Tableau 3):

$$Q = KSI \Rightarrow I = k \frac{Q}{A} = \frac{150 \cdot \nu}{g \cdot (\varphi \cdot D_p)^2} \frac{(1-\varepsilon)^2 Q}{\varepsilon^3 A} \quad (38)$$

$$\Rightarrow k = \frac{1}{K} = \frac{g \cdot (\varphi \cdot D_p)^2}{150 \cdot \nu} * \frac{\varepsilon^3}{(1-\varepsilon)^2} \quad (39)$$

K: Conductivité hydraulique [L.T<sup>-1</sup>] ;

I: Gradient hydraulique ;

h: Charge hydraulique [L] ;

l : Hauteur de la colonne d'eau [L] ;

S : Section de la colonne [L<sup>2</sup>] ;

D : Diamètre de la colonne [L] ;

$D_p$  = : diamètre des particules [L] ;

$\varphi$ : Coeficient de sphrisité du sol est égale 0,86.

Le Tableau 3 résume les résultats de calcul de la porosité le huitième journée à partir de la relation de **Kozeny-Caraman** (45):

**Tableau 3: les résultats de calcule de la porosité en huitième journée à partir de la relation de Kozeny-Caraman.**

Les colonnes	Colonne1	Colonne2	Colonne3	Colonne4	Colonne5	Colonne6
Porosité ( $\varepsilon$ )	0,086	0,021	0,016	0,06	0,009	0,004

D'après les résultats obtenus on remarque une grande diminution de la porosité, de 0.4 au début de l'opération jusqu'à 0.08 pour la première colonne et 0.004 pour la dernière colonne au neuvième jour, ceci confirme qu'on a obtenu un tassement maximal dans toutes les colonnes de sol.

On remarque aussi une diminution de la porosité de façon descendante dans toutes les colonnes du fait de la pression d'eau exercée sur le sol qui augmente proportionnellement avec la profondeur.

### **3.3 Migration du naphtalène dans le sol**

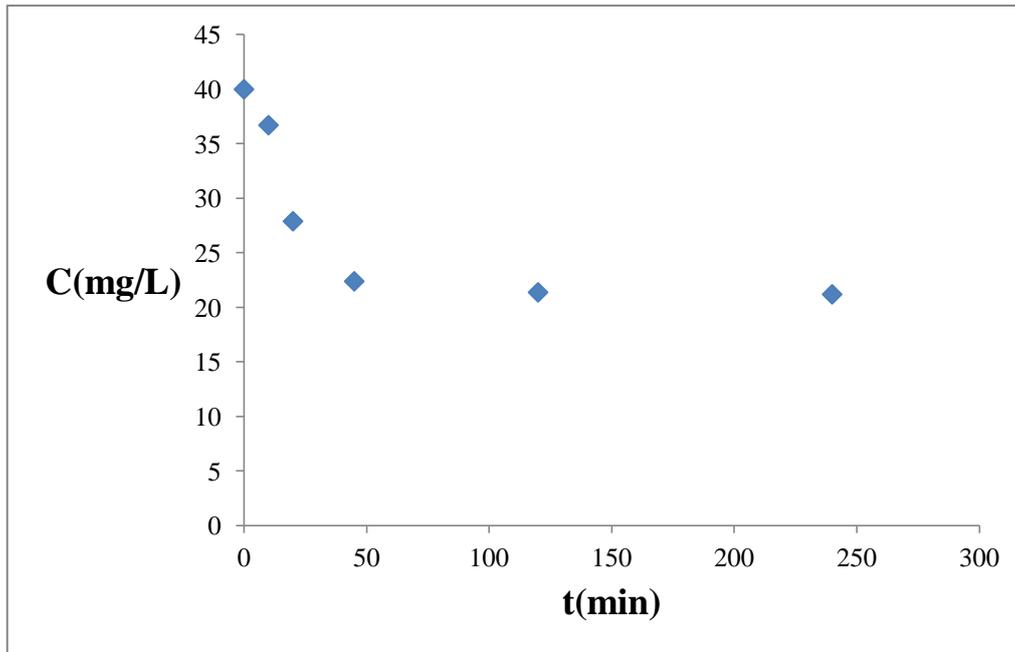
Dans cette troisième partie de notre travail, nous avons étudié le devenir du contaminant organique dans le sol. A cet effet, nous avons pollué le sol par une solution mère de naphtalène d'une concentration de 40mg/L et avons par la suite suivi la migration du polluant au cours de temps. Mais avant d'entamer cet essai, nous avons procédé à un essai en batch pour déterminer la capacité d'adsorption maximale du naphtalène dans le sol.

#### **3.3.1 Etude de la cinétique d'adsorption du naphtalène**

L'adsorption du contaminant à la surface du sol évolue au cours de temps. C'est un processus dynamique qui repose sur l'établissement progressif d'un équilibre physico-chimique entre l'adsorbat et l'adsorbant. Le temps de contact entre la phase liquide et la phase solide peut varier de l'échelle de l'heure à celle de la journée [43].

Cet essai consiste à bien déterminer les propriétés d'équilibre adsorbat - adsorbant (temps de contact et la capacité maximale d'adsorption) pour pouvoir concevoir et dimensionner correctement les isothermes d'adsorption. La figure 13 présente la cinétique d'adsorption du naphtalène dans le sol.

La figure 12 présente la cinétique d'adsorption du naphtalène dans le sol.



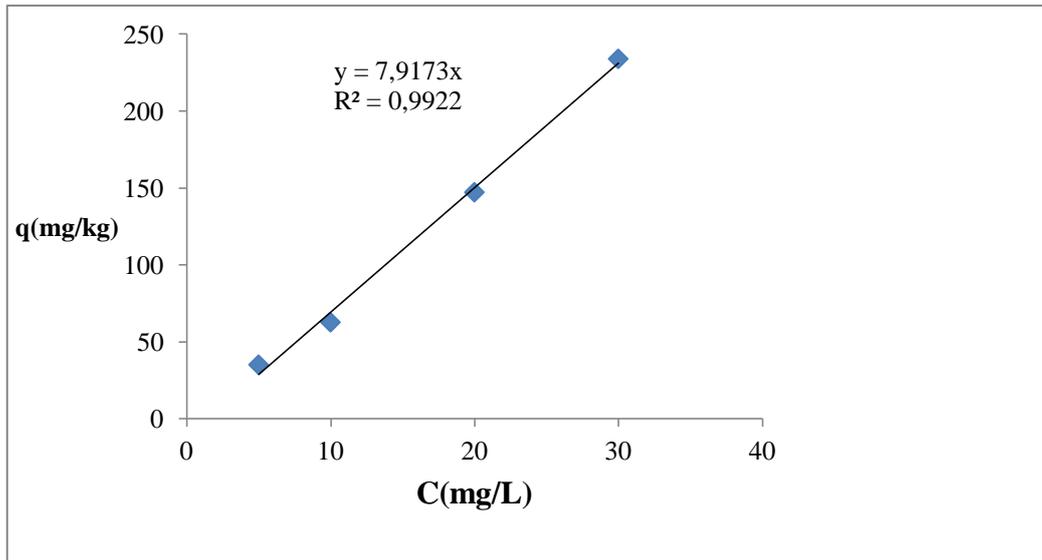
**Figure 10: La cinétique d’adsorption du naphthalène dans le sol.**

Il ressort des résultats de la cinétique d’adsorption (Figure 12) qu’il y’a adsorption du naphthalène. La concentration à l’équilibre après deux heures de temps de contact diminue pour atteindre 21,2 mg/L (53% de la concentration initiale). Ces résultats confirment la texture limoneux –sableuse du sol étudié et sa faible rétention du naphthalène dans le sol.

Différents modèles mathématiques existent pour représenter l’isotherme d’adsorption dans le cas du sol étudié (d’ordre 1).

Pour ce faire, un essai en batch à été effectué en mélangeant 600ml de naphthalène à différentes concentrations (30, 20,10 et 5mg /L) avec 60g de sol dans des béciers. Le tout est agité à une vitesse modérée (250 rpm) pendant un temps t d’équilibre (temps de contact).

Les figures 13, 14 et 15 présentent respectivement les isothermes : linéaire, de Langmuir et de Freundlich.



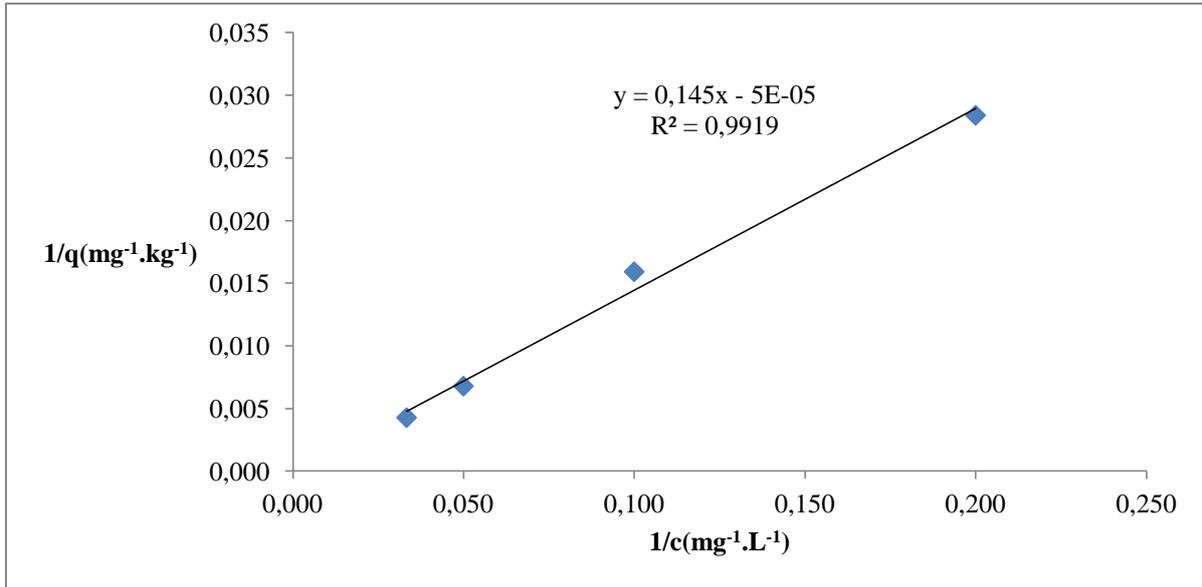
**Figure 11: Isotherme d'adsorption du naphthalène sur le sol selon le modèle linéaire.**

Il ressort de la figure 13, que la quantité adsorbée  $q$  croît de façon linéaire avec la concentration de naphthalène en solution à l'équilibre.avec un coefficient de partage eau-solide  $K_d$  est de **7,917**  $L.kg^{-1}$ . La détermination de la valeur du  $K_d$  suivant l'hypothèse d'une adsorption sur la fraction organique du sol uniquement ; ce qui revient à négliger l'adsorption sur la fraction minérale du sol ; où  $k_{oc} = 0,411 \times K_{ow}$  (équation de **Karichkoff**) avec  $K_{ow} = 29,96$  [31] et  $f_{oc} = 0,0387$  donne un coefficient de partage eau-solide  $K_d = 0,48$   $L.Kg^{-1}$ , la différence du résultat confirme que le sol étudié est beaucoup plus minéral qu'organique ( $6,67\% < 10\%$ ) [42].

En supposant le modèle Langmuir (4) et identification des paramètres de l'équation linéarisée et les valeurs expérimentales (figure 15), on peut déduire les constantes du modèle de Langmuir, à savoir  $b$  et  $Q_m$  :

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{b \cdot Q_m \cdot C} + \frac{1}{Q_m} \quad (40)$$

L'ordonnée à l'origine est négative ( $1/Q_m = -5E-05$ ) ce qui traduit une adsorption défavorable du naphthalène par le modèle de Langmuir.

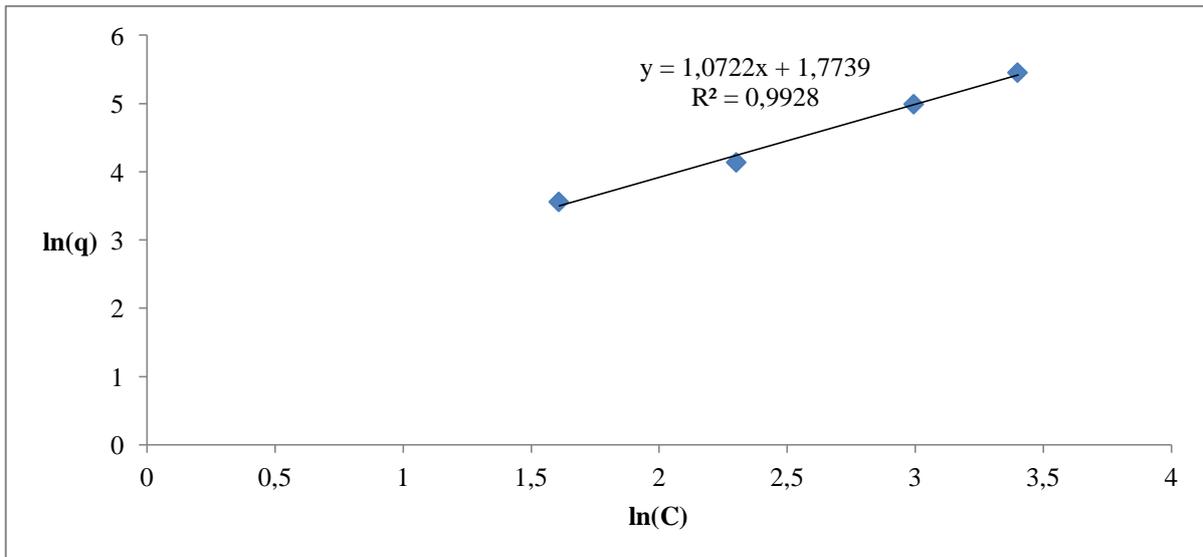


**Figure 12: Isotherme d'adsorption du naphthalène sur le sol selon le modèle Langmuir.**

Pour le modèle de Freundlich, l'équation obtenue nous permet de déduire les constantes caractéristiques du modèle qui sont  $K_f$  et  $n_f$ . L'équation de Freundlich ainsi déterminée est donc sous la forme:

$$q = 5,89 C^{1,072} \quad (41)$$

La constante  $n_f$  est supérieure à 1 ce qui nous conduit à conclure que l'adsorption du naphthalène sur le sol ne peut être représentée par le modèle de Freundlich.



**Figure 13: Isotherme d'adsorption du naphthalène sur le sol selon le modèle Freundlich.**

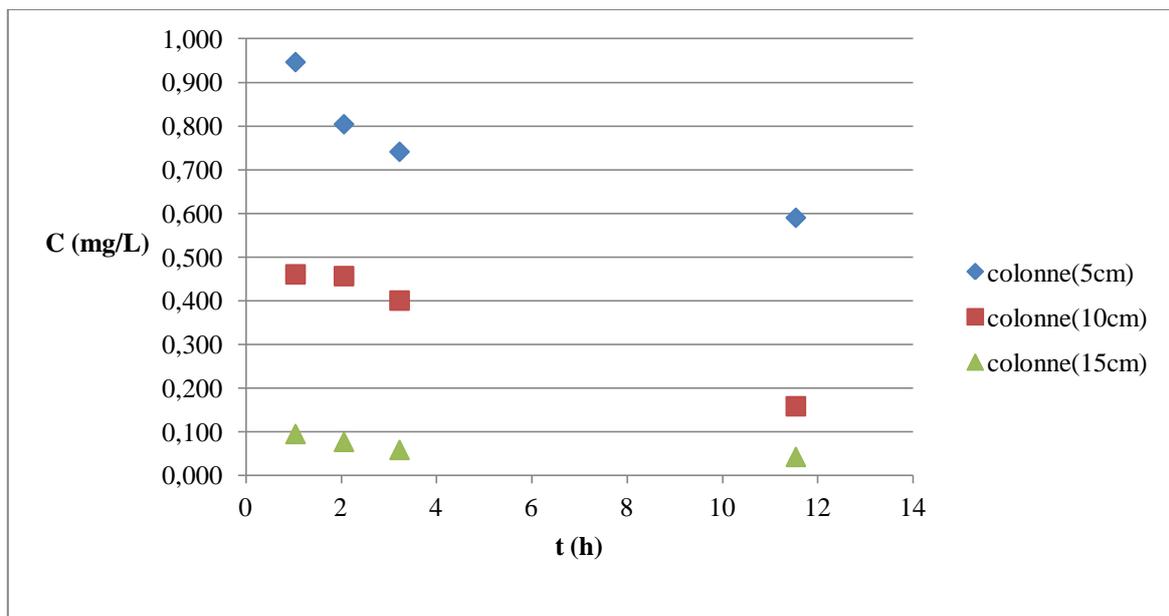
### 3.3.2 Devenir du naphthalène dans les colonnes de sol

C'est la partie la plus importante de cette étude, elle consiste à suivre l'évolution de la teneur en naphthalène dans le sol, en mesurant la variation de la concentration du naphthalène au cours du temps d'une part et d'autre part en fonction de la profondeur.

#### ➤ Contamination du sol

Nous avons injectée une solution de naphthalène à une charge initiale  $\Delta H=4\text{cm}$ .

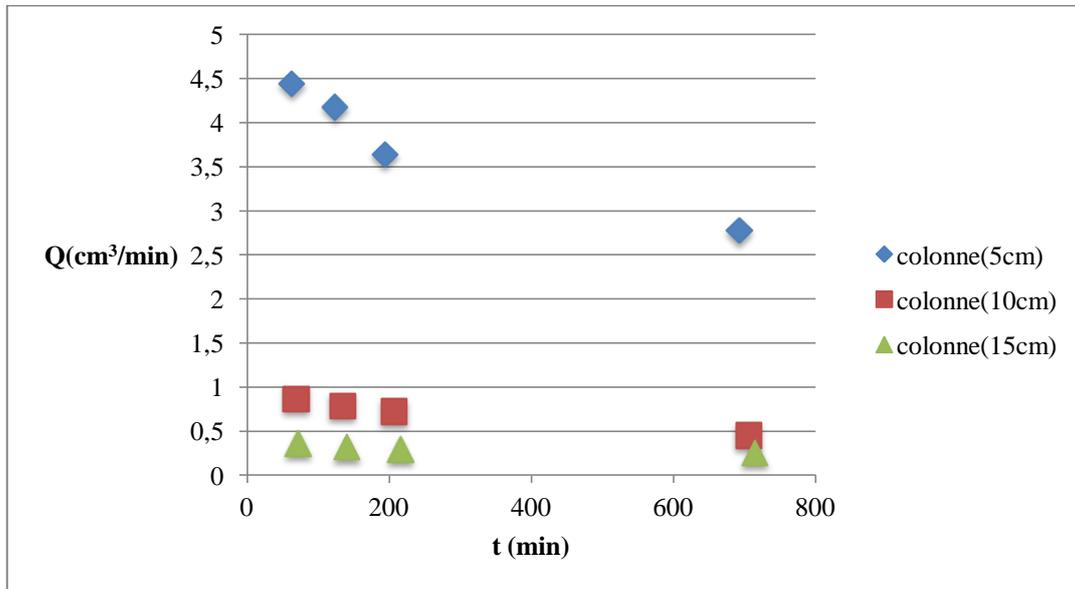
Les figures (16 ,17) suivantes montrent les résultats de l'évolution de la concentration du naphthalène en fonction du temps à différentes profondeurs et la variation temporelle du débit de percolât pour les différentes colonnes:



**Figure 14: Evolution temporelle de la teneur en naphthalène dans le percolât- Essai 1.**

celle ci diminue du fait des différents phénomènes qui peuvent avoir lieu dans la colonne de sol. Lors de l'écoulement de la solution de naphthalène dans la colonne de sol, il peut en découler des réactions physico-chimiques dont l'oxydation du polluant, la volatilisation bien que la tension de vapeur et la constante de **Henry** soient nettement inférieures à 133 Pa et  $10^{-3} \text{ atm.m}^3. \text{ Mol}^{-1}$  respectivement (tension de vapeur du naphthalène = de 10,5 à 25 °C, constante de **Henry** du naphthalène =  $48,9 \times 10^{-4} \text{ atm.m}^3. \text{ mol}^{-1}$ ), l'adsorption – désorption et l'oxydation biologique. Il est clair qu'il y'a rétention du naphthalène dans le sol par adsorption, comme il a été démontré par l'étude cinétique d'adsorption du naphthalène et ce même en l'absence

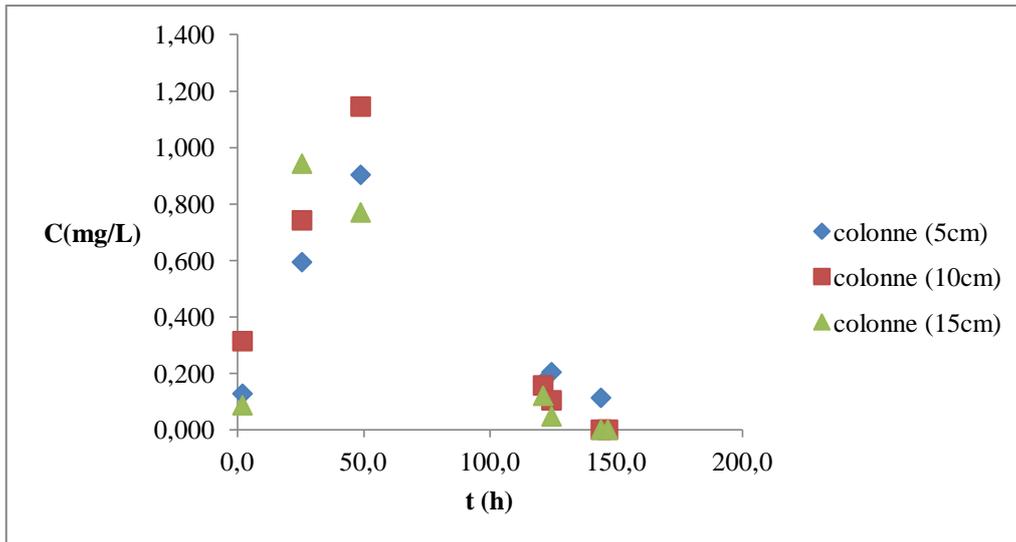
d'argile. Cette diminution de la concentration de naphthalène en fonction de la profondeur (Figure 16) est linéaire durant les 200 premières minutes et corrobore l'hypothèse d'une adsorption linéaire. Cette diminution confirme à priori l'homogénéité ( $C_u < 2$ ) du sol utilisé dans les trois premières colonnes.



**Figure 17: Evolution des débits de percolât au cours de temps.**

Il ressort de la figure 17 que plus une diminution de débit d'une façon linéaire durant les 200 premières minutes. Cette diminution confirme à priori l'homogénéité ( $C_u < 2$ ) du sol utilisé dans les trois premières colonnes.

- Après infiltration totale de la solution de polluant, nous avons procédé au lessivage du sol pendant dix jours en alimentant le bac en continu avec une charge constante d'eau de 4cm. Des mesures quotidiennes de la concentration ont été faites afin de suivre la décontamination du sol par lavage.

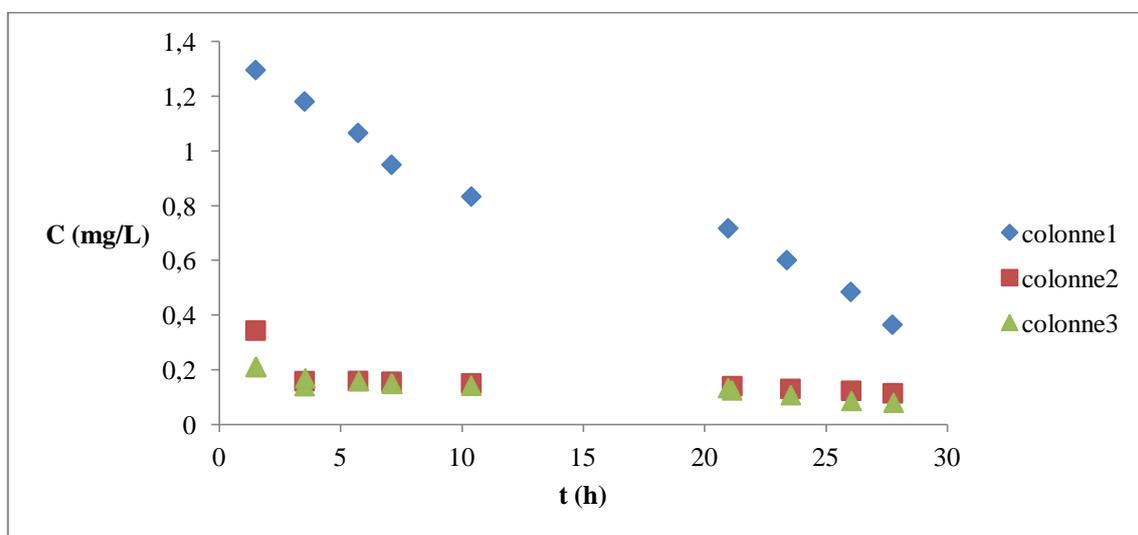


**Figure 15: Evolution temporelle de la teneur en naphthalène dans le percolât Lessivage.**

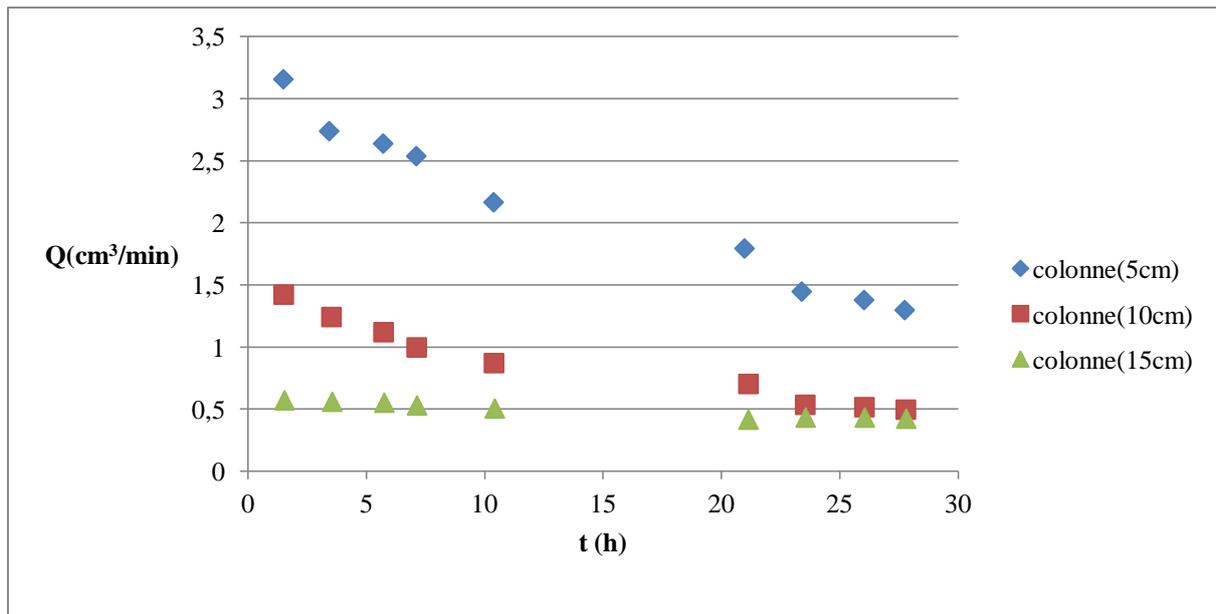
La décontamination de sol par lixiviation peut prendre beaucoup de temps du fait de la désorption qui est un processus beaucoup plus lent que l'adsorption (à peu près 50 heures) en raison des interactions sol-contaminant qui freinent la libération du produit [44].

➤ *deuxième contamination du sol*

Les figures (19 et 20) suivantes montrent les résultats de la migration du naphthalène (essai 2) (évolution de la concentration du naphthalène en fonction du temps et de la profondeur du sol) après pollution du sol déjà contaminé et lessivé (essai 1). L'évolution temporelle du débit de percolât a été également effectuée.



**Figure 19: Evolution temporelle de la teneur en naphthalène dans le percolât- Essai 2.**



**Figure20: Evolution des débits de percolât au cours de temps.**

Les résultats de mesure de la teneur en naphthalène obtenus dans le deuxième essai mettent une nette diminution de celle-ci qui passe de 40mg/L à 1,3mg/L après 90 min dans le cas le plus défavorable soit un taux de rétention de 96,75%. D'autre part, ces résultats confirment la diminution de la concentration dans le temps qui peut être attribuée à différents phénomènes dont l'oxydation biologique et par conséquent l'adaptation des micro-organismes dans les colonnes de sol. Le suivi du débit au cours de temps a montré une constance dans les valeurs obtenues comparées à celles observées dans le 1<sup>er</sup> essai.

### 3.4 Modélisation de l'équation de transport du polluant

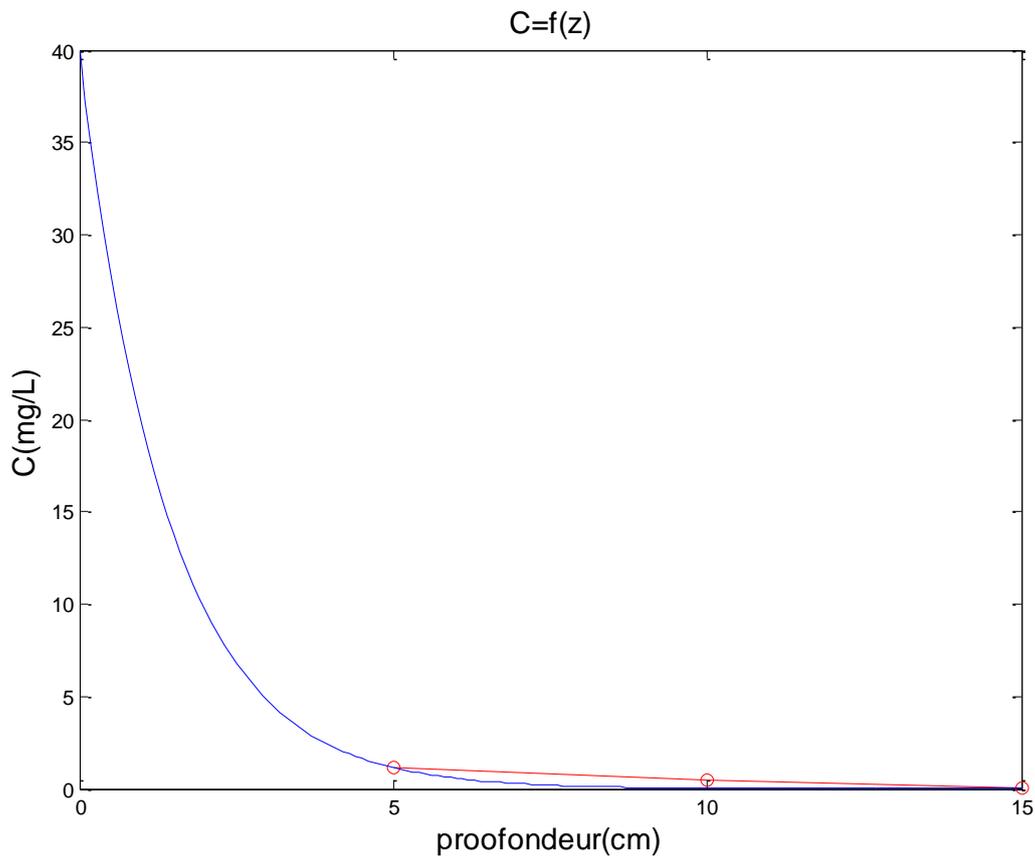
Dans cette quatrième et dernière partie, nous nous intéresserons à modéliser numériquement l'écoulement souterrain du contaminant organique dans le sol par une équation qui définit l'évolution de la concentration au cours du temps et à différent profondeur par le logiciel de calcul MATLAB.

Nous avons travaillé sur un modèle théorique définit par l'équation (24)

$$C(z) = C_0 \exp \left( -K * \frac{z}{U_z} \right) \quad (24)$$

$$\Rightarrow C(z) = C_0 \exp [-bz] \quad (42)$$

La figure (21) montre l'allure de l'évolution de la concentration en fonction de la profondeur et l'allure de la modélisation à un instant  $t$  :



**Figure 21: Évolution de la concentration du contaminant en fonction de la profondeur .**

La courbe de couleur rouge représente nos mesures de la teneur en naphthalène obtenu expérimentalement, par contre la courbe de couleur bleue représente notre modèle numérique obtenu par le logiciel MATLAB.

Les deux tableaux suivants représentent les valeurs de la variable  $b$  à différents pas de temps :

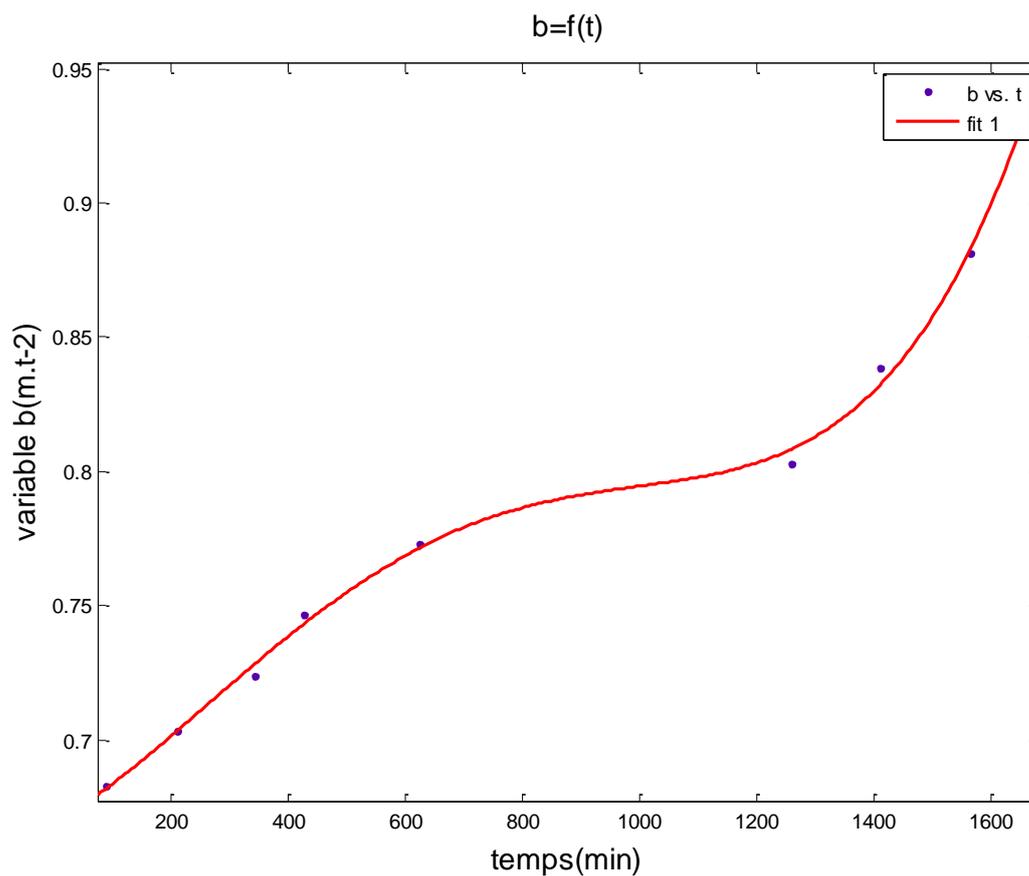
**Tableau 4: les valeurs de  $b$  à différent instant pour la première pollution du sol.**

temps (min)	$b$
63	0,744
124	0,772
194	0,794
693	0,842

**Tableau 5: Représente les valeurs de  $b$  à différent instant pour la répollution du sol.**

Temps (minute)	Valeurs du $b$	Temps (minute)	Valeurs du $b$	Temps (minute)	Valeurs du $b$
91	0.68	427	0.75	1410	0.84
212	0.70	624	0.77	1563	0.88
344	0.72	1259	0.80	1666	0.94

La figure suivante représente l'évolution de la variable  $b$  en fonction du temps  $t$  donnée



**Figure 16: Courbe représente la variation de la variable  $b$  en fonction du temps.**

On obtient le polynôme suivant :

**Pour la première pollution du sol :**

$$b = -4,57 * 10^{-7} * t^2 + 5 * 10^{-5} * t + 0,7152 \quad (43)$$

En introduisant l'équation(43) dans l'équation(42), on obtient l'équation pour la première pollution

$$C(z, t) = C_0 \exp[-(-4,57 * 10^{-7} * t^2 + 5 * 10^{-5} * t + 0,7152z) \quad (44)$$

C : Concentration (mg/L) ;

t : Temps de parcoure (min) ;

z : Profondeur (cm).

**Pour la deuxième pollution du sol :**

$$b = 1.97 * 10^{-13}t^4 - 4.98 * 10^{-10}t^3 + 3.098 * 10^{-7}t^2 + 1.17 * 10^{-3}t + 0.66 \quad (45)$$

En introduisant l'équation(45) dans l'équation(42), on obtient l'équation pour la deuxième pollution

$$C(z, t) = C_0 \exp[-(1.97 * 10^{-13}t^4 - 4.98 * 10^{-10}t^3 + 3.098 * 10^{-7}t^2 + 1.17 * 10^{-3}t + 0.66z) \quad (46)$$

C : Concentration (mg/L) ;

t : Temps de parcoure (min) ;

z : Profondeur (cm).

## CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif de ce travail était d'étudier le transfert d'un polluant organique dans un sol homogène suite à un déversement accidentel que nous simulons à l'échelle laboratoire.

A cet effet, un prélèvement d'échantillons de sol ; loin de toute source de contamination ; a été effectué. C'est la fraction intermédiaire de sable fin ; entre 1000 et 315 $\mu\text{m}$  ; qui a fait l'objet de l'étude. Après caractérisation physico-chimique du sol et remplissage des colonnes de sol suivant un protocole bien défini, notre travail est structuré en trois parties :

Pour se rapprocher des conditions réelles d'un sol homogène non remanié, les colonnes de sol de différentes profondeurs ; tassé initialement à l'aide d'un pied dameur ; ont été soumises à un écoulement gravitaire continu pendant neuf jours sous l'effet d'une charge d'eau constante et maximale ( $\Delta H=24,5\text{cm}$ ). Le suivi de la percolation de l'eau nous a permis de tirer les points suivants :

- La vitesse d'infiltration diminue de façon linéaire avec la profondeur et ce avant et après saturation, et est influencé par la charge d'eau.
- La porosité du sol est influencée par la pression d'eau gravitaire, elle diminue proportionnellement avec la profondeur (gradient de compactage).

La capacité de rétention du naphthalène dans le sol (phénomènes de sorption) a fait l'objet d'études en batch pour déterminer la cinétique et le modèle d'adsorption de la fraction de sol étudiée. Il en ressort :

- Une faible capacité d'adsorption du naphthalène par le sol (47% de la concentration initiale de 40mg/L après deux heures d'agitation)
- Le modèle d'adsorption est représenté selon une isotherme linéaire qui confirme la faible capacité d'adsorption du sol (<250mg/kg).

L'étude de la migration d'un polluant organique ; le naphthalène ; dans le sol a été réalisée en effectuant une première pollution à raison de 40mg/L de 562.40 litres/m<sup>2</sup> suivie d'une opération de lessivage (Essai 1) et un deuxième déversement de solution de naphthalène (40mg/L de 562.40 litres/m<sup>2</sup>). Le suivi de l'évolution temporelle de la teneur en naphthalène et de la vitesse d'écoulement du fluide à différentes profondeurs du sol met en évidence :

- La teneur du naphthalène dans le sol est contrôlée par les principaux mécanismes du transport qui régissent son devenir dans la matrice solide (adsorption, convection,

dispersion et diffusion moléculaire), elle diminue au cours de temps de façon linéaire avec la profondeur ;

- La vitesse de percolation du polluant organique est influencée par la hauteur de sol ;
- Une réduction considérable de la pollution ; 96,5% dans le cas le plus défavorable ; qui se traduit par une importante rétention du naphthalène dans les colonnes de sol ne peut être le résultat uniquement des phénomènes de sorption (adsorption – désorption) du sol ;

A l'issue des résultats de mesure, un modèle décrivant l'évolution de la teneur en naphthalène au cours du temps et en profondeur du sol a été élaboré par un logiciel de calcul (MATLAB) en combinant nos résultats expérimentaux obtenus et les équations théoriques qui décrivent le transport du polluant dans le sol.

Une importante rétention du naphthalène dans les colonnes de sol

Des études complémentaires restent nécessaires. En effet pour une meilleure approche du phénomène de transport d'un polluant dans le sol, nous recommandons :

- L'utilisation d'une couche de gravier fin sur lequel reposerait le sol, et ce en vue d'éviter les phénomènes de colmatage, observés dans les colonnes de sol profondes de 35 et 50cm ;
- Eviter l'utilisation de tissu de coton pour retenir les pertes des fines particules de sol et de matière organique. En effet, l'importante rétention du naphthalène dans les colonnes pourrait être liée à l'utilisation d'un tissu de coton mis en bas des colonnes ;
- D'améliorer les méthodes de compactage du sol ;
- De suivre l'évolution de la teneur dans un sol stérile afin d'étudier l'influence de la biodégradation sur la migration de ce dernier dans le sol.

## **BIBLIOGRAPHIE**

- [01] **J.-P.CAMUZARD**, Le sol,un milieu complexe au pouvoir épurateur limité. s.l.,ENGREF, Paris, 2005.
- [02] **J. M. TCHOUANI NANA**, Cours de mécanique des sols, tome1, institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement, 1999,137p.
- [03] **V. CHATAIN**, Caractérisation de la mobilisation potentielle de l'arsenic et d'autres constituants inorganiques présents dans les sols issus d'un site minier aurifère, thèse de doctorat, l'institut national des sciences appliquées de Lyon, France, 2004.
- [04] **N.S.RAOUIA**, Biodégradation du 2,4-dichlorophénol par le microbiote tellurique de la région de hamla (Batna), mémoire magister en microbiologie appliquée et biotechnologies microbiennes, université mentouri, Constantine, Algérie, 2008.
- [05] **S. GABET**, Remobilisation d'Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique, Thèse de doctorat, UNIVERSITE DE LIMOGES, 2004,186p.
- [06] **P. GIASSON et A.JAOUICH**, Les Propriétés physiques du Sol, Automne, 2008,48p.
- [07] **M. ROBERT**, Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement, Sciences de l'environnement, Masson, Paris 1996, 260p.
- [08] **J. C. CHOSSAT**, la mesure de la conductivité hydraulique, Ed. Lavoisier, Paris, 2005,720p.
- [09] **S. CADALEN**, Transport d'un polluant dans des sables argileux : écoulement réactif en milieu poreux saturé ou non-saturé en eau, thèse de doctorat, l'université de Toulouse, France, 2008, 229p.
- [10] **A. GHOULI**, Modélisation mathématique et numérique de la pollution dans un milieu poreux non saturé. Application : milieux poreux stratifiés. Thèse de doctorat, université MOHAMMED V-AGDAL, Maroc, 2009.
- [11] **V. METREVELI**, hydrogéologie et phénomène du transport, ODPU,Alerie, 1990, 6p.

- [12] **P. GIASSON et A. JAOUICH**, Les Propriétés Chimiques du Sol, Automne2008, 48p. 06.
- [13] **A .BELGHAZI**, Etude de la migration des polluants dans le sol (cas du phénol), mémoire d'ingénieur d'état à l'ENP, Algérie, (2006).
- [14] **E. R. BARRIUSO, R. CALVET, M. SCHIAVON et G. SOULAS**, Les pesticides et les polluants organiques des sols ; transformation et dissipation, Etude et gestion de sols, 3, (1996), pp 279-295.
- [15] **B.LEMIERE, J.J. SEGUIN, C. GUREN, D.GUYONNET, Ph.BARANGER, D. DARMENDRAIL et P. CONIL**, Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes; document du BRGM 300, éditions BRGM, 2001,119p.
- [16] **J. BONNEMAINS**, Atlas des marées noires dans les eaux intérieures, Association de protection de l'Homme et de l'environnement, Paris, France, 2008, 56p.
- [17] **R. JEANNOT**, Guide méthodique pour l'analyse des sols pollués, servisse publique du BRGM/RP-50128-FR, 2000, 76p.
- [18] **R. BELOUCHRANI**, Traitement biologique d'un sol contaminé par les hydrocarbures aromatiques polycycliques, mémoire de magister, ENP, Algérie, 2007.
- [19] **<http://www.dictionnaire-environnement.com>**.
- [20] **B.ZENATI**, Étude de la migration des polluants organiques –cas du phénol –dans le sol, mémoire magister, ENP, Algérie, 2011.
- [21]**J. ARRAR**, Etude d'un réacteur fluidisé à jet central ascendant gaz-solide. Application au traitement d'un sol pollué par du gasoil, thèse de doctorat d'état, ENP, Algérie, 2007.
- [22] **L. M. SUN** , Adsorption: aspects théoriques: Techniques de l'ingénieur, 2003.
- [23] **S.E.CHITOURE**, Chimie des surfaces introduction à la catalyse, 2eme édition, 1981.
- [24] **S.U, Khan**Fundamental aspects of pollution control and environmental science 5, Elsevier, New York, USA, 1980.
- [25] **B. YARON**, Soil pollution : process and dynamics, édition Springer, 1996.
- [26] **E. BARRIU**, Les pesticides et les polluants organiques des sols ; transformation et dissipation, Etude et gestion de sols, 3, (1996), pp279- 295.

[27] **K. BESNARD**, Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes. Application aux processus d'adsorption cinétique non linéaire, Université de RENNES 1, Thèse de doctorat, France, 2003.

[28] **F. JOUANNIN**, Etude de la mobilité des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) contenus dans un sol industriel pollué, thèse de doctorat, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 2004.

[29] **F. BEN ABDELGHANI**, Analyse des écoulements et du transport de contaminants dans les rejets miniers entreposés dans les massifs rocheux fracturés, projet de recherche, école polytechnique Montréal, Canada, 2005.

[30] **P. A. DOMENICO et F. W. SCHWARTZ**, physical and chemical hydrogeology”, second edition, Wiley, New York, 1990.

[31] **Marie-Hélène LABRECQUE**, Etude de la capacité de deux souches de levures à dégrader le xylène, mémoire pour l'obtention du grade de maître ès sciences, l'université Laval, 2003.

[32] **A.GREG, Say KEE ONG, SHANE W. Rogers et BRUCE H. KJARTANSON**, Impact of transverse and longitudinal dispersion on first-order degradation rate constant estimation Lakehead University, Thunder Bay, Ontario, Canada, 2003.

[33] <http://lepotagerfacile.free.fr/triangle.htm>

[34] **M. BISSON – N. HOUEIX**, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, France, 2011.

[35] **AVIS et RAPPORTS**, la gestion dans l'air des espaces clos- Le naphthalène, Rapport du groupe de travail, commission spécialisée risques liés à l'environnement, France, Janvier 2012.

[36] **N. BONNARD**, fiche établie Par les services techniques et médicaux de l'INRS, 2007.

[37] **A. NAAMANE**, Adsorption-biodégradation du phénol par *Pseudomonas aeruginosa* immobilisé sur charbon actif, Thèse de Doctorat en Sciences, ENP, Algérie, 2006.

[38] **M.L BRUSSEAU**, Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous media; Critical Reviews in Environmental Control, 19 (1989), pp 33-99.

[39] **I.MIMI**, Etude Influence de l'aération sur la bioremédiation d'un sol pollué par du gasoil, mémoire d'ingénieur d'état, ENP, Algérie, 2011.

[40] **G.ANTONIO**, Le compactage des sols et des matériaux granulaires, Ed Presse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (Paris), 2000, p 273.

[41] **M. L. BRUSSEAU**, Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous media, Critical Reviews in Environmental Control, 19 (1989), pp 33-99.

[42] **A.M.SLASLI**, Modelling of water adsorption by activated carbons: effects of microporous structure and oxygen content; Carbon 42, 1947 –1952, (2004).

[43] **I.GRIM et H. HAOUES**, Contribution à l'étude de la migration du phénol dans le sol, Université des Sciences et techniques houri Boumediene, Algerie, 2010.

[44] **A.J. AL RAJAb**, Impact sur l'environnement d'un herbicide non sélectif, le glyphosate, Thèse de doctorat, institut national polytechnique de Lorraine, France, 2007.

## ANNEXES

### ANNEXE 1: Résultats de l'analyse granulométrique

**Tableau 6: L'analyse granulométrique.**

Ouverture des tamis (mm)	Refus (%)	Tamisât (%)	refus cumulé (%)
2,000	0,00	99,55	00,00
1,250	13,40	86,60	13,40
1,000	9,85	76,75	23,25
0,800	9,65	67,10	32,90
0,630	10,05	57,05	42,95
0,315	21,90	35,15	64,85
0,250	6,45	28,70	71,30
0,200	5,70	23,00	77,00
0,160	4,25	18,75	81,25
0,125	3,50	15,25	84,75
0,100	2,50	12,75	87,25
0,080	4,50	8,25	91,75
0,075	0,19	07,80	91,94
0,055	0,47	07,61	92,41
0,038	0,47	07,14	92,88
0,025	0,28	06,67	93,16
0,017	0,47	06,39	93,63
0,012	0,19	05,92	93,82
0,008	0,36	05,73	94,18
0,006	0,13	05,35	94,31
0,004	0,13	05,24	94,44
0,002	5,11	05,11	99,55

**Tableau 7: analyse granulométrique de la fraction du sol utilisé.**

Diamètre équivalent			Refus (%)	refus cumulé (%)	tamisât (%)
D (i-1) (mm)	Di (mm)	Di (mm)			
	1		0,00	0,00	100,00
1	0,8	0,9	23,20	23,20	88,85
0,8	0,63	0,72	24,16	47,36	77,23
0,63	0,315	0,47	52,64	76,80	63,08

## ANNEXE 2 : résultats de la caractérisation physicochimiques du sol.

### ▪ Détermination de la masse volumique du sol et de la porosité.

À partir de la méthode pycnomètre, la masse volumique du solide a été déterminée par l'introduction d'une masse « m » connue du solide dans une éprouvette graduée qu'on remplit par la suite avec de l'eau jusqu'à un certain volume. La somme de la masse du solide, de la masse de l'eau dans les pores et de celle en excès est égale à la masse totale.

$$\rho_s = \frac{m_s}{v_s} = \frac{m_s}{v_t - v_i} \quad (53)$$

$$v_i = v_{aj} - v_e \quad (54)$$

$$v_e = V - v_t \quad (55)$$

Pour la mesure de la porosité, on utilise la même éprouvette que celle utilisée pour la mesure de la masse volumique. La porosité est déduite de la relation suivante :

$$\varepsilon = \frac{v_i}{v_t} \quad (56)$$

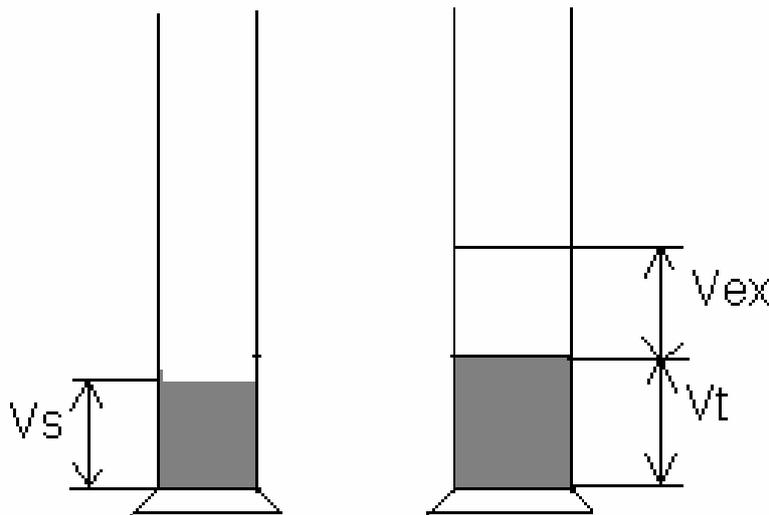


Figure 17: la mesure de la masse volumique et la porosité par la méthode de pycnomètre.

▪ **Détermination de la matière organique du sol.**

**Tableau 8: Résultats de mesure de la matière organique.**

	Essai 1	Essai 2
M <sub>0</sub> (g)	8,258	9,556
M <sub>1</sub> (g)	7,91	9,246
M <sub>2</sub> (g)	7,384	8,581
MO (%)	6,42	6,93
		Moy MO(%)= 6,67

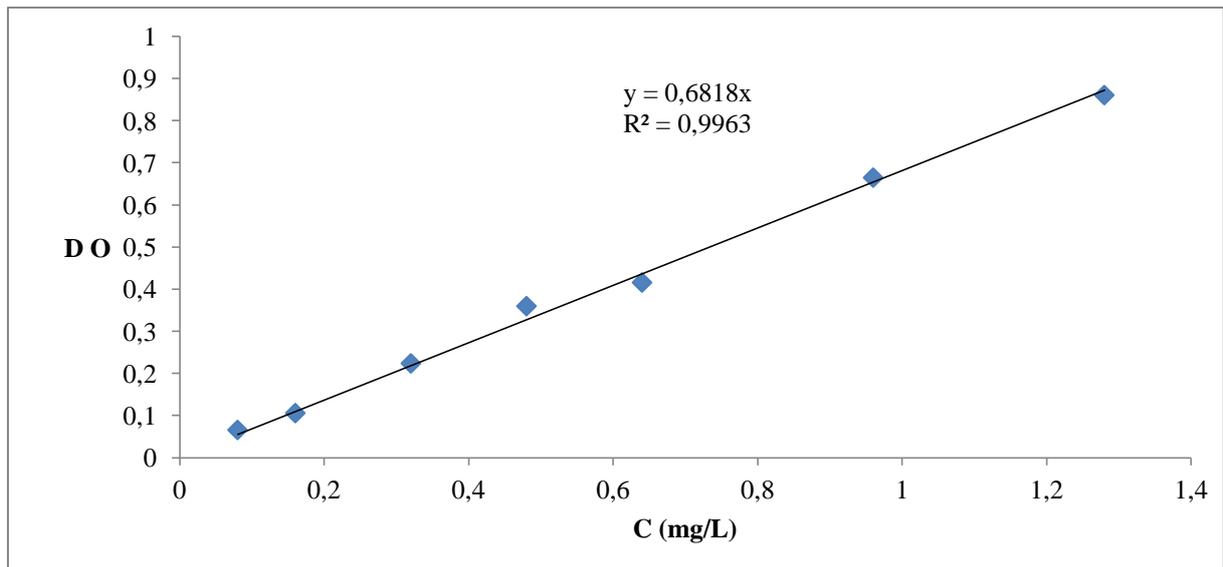
**ANNEXE3 : Dosage du Naphtalène dans l'eau.**

La méthode consiste à préparer des solutions étalons de naphtalène à des concentrations connues (1,28, 0,96, 0,64, 0,48, 0,32, 0,16 et 0,08 mg.L<sup>-1</sup>) et à mesurer les densités optiques

(D.O) correspondantes. On porte sur un graphe les valeurs de DO en fonction des concentrations des solutions de naphtalène. La pente du graphe ainsi obtenue nous permet de déterminer la concentration de la solution inconnue.

**Tableau 9: Courbe d'étalonnage de la solution de naphtalène.**

C (mg/L)	1,28	0,96	0,64	0,48	0,32	0,16	0,08
DO	0,861	0,665	0,416	0,36	0,224	0,106	0,066



**Figure 18: Courbe d'étalonnage de la solution de naphtalène dans l'eau.**

#### **ANNEXE 4 : Résultat du l'évolution de la vitesse d'infiltration dans le sol.**

Après le remplissage les colonnes du notre système expérimentale, on à suivi la vitesse d'infiltration dans les deux dernier colonnes 5 et 6. Les deux tableaux ci-dessus présents les résultats obtenus pour la colonne 5 et 6 respectivement:

Colonne 5 : hauteur =35 cm.

**Tableau 10: mesure la vitesse d'infiltration dans la colonne 5.**

temps (min)	hauteur (cm)	vitesse de d'infiltration (cm/min)	Temps (min)	hauteur (cm)	vitesse de d'infiltration (cm/min)
0	0	0	52	26,3	0,51
22	17,7	0,80	54	26,8	0,50
26	19,8	0,76	56	27	0,48
28	20,4	0,73	58	27,3	0,47
30	21,3	0,71	60	27,8	0,46
32	21,8	0,68	62	27,9	0,45
34	22,3	0,66	64	28,3	0,44
37	22,9	0,62	67	28,8	0,43
38	23,2	0,61	68	29	0,43
40	23,7	0,59	70	29,2	0,42
42	24,2	0,58	72	29,7	0,41
44	24,4	0,55	74	29,9	0,40
46	24,8	0,54	76	30,3	0,40
48	25,5	0,53	78	30,6	0,39
50	25,9	0,52	80	31,5	0,39
			82	31,6	0,39

Colonne 6 : hauteur =50 cm.

**Tableau 11: mesure la vitesse d'infiltration dans la colonne 6.**

temps (min)	hauteur (cm)	vitesse de d'infiltration (cm/min)	temps (min)	hauteur (cm)	vitesse de d'infiltration (cm/min)
0	0	0	54	35,4	0,66
18	21,2	1,18	56	36,2	0,65
26	25,8	0,99	58	36,8	0,63
28	26,8	0,96	60	37,6	0,63
30	27,3	0,91	62	38	0,61
32	27,8	0,87	64	38,6	0,60
34	28,7	0,84	66	39,3	0,60
37	29,8	0,81	68	39,7	0,58
38	30,2	0,79	70	40,2	0,57
40	30,8	0,77	72	40,8	0,57
43	32,1	0,75	74	41,4	0,56
45	32,4	0,72	76	42	0,55
46	32,6	0,71	78	43,2	0,55
48	33,3	0,69	80	43,3	0,54
50	34,2	0,68			
52	34,7	0,67			

**Annexe 5: Résultat de l'étude de la percolation de l'eau dans le sol.**

**Tableau 12: Résultats de calcul de débit en  $\text{cm}^3/\text{min}$  dans chaque des colonnes avant la premier pollution du sol.**

t (jour)	Colonne (5 cm)	Colonne (10 cm)	Colonne (15 cm)	Colonne (20 cm)	Colonne (35cm)	Colonne (50 cm)
1	11,000	8,000	8,000	7,000	/	/
2	10,000	8,000	7,000	8,000	0,161	0,490
3	10,000	7,000	6,400	9,000	/	/
4	9,000	6,000	6,000	8,000	0,161	0,392
5	9,000	6,000	5,200	8,000	0,591	0,343
6	8,000	5,600	5,000	6,000	/	/
7	8,000	4,000	3,600	6,000	0,430	0,196
8	8,000	4,000	3,600	6,000	0,376	0,343

**Tableau 13: Variation de débit ( $\text{cm}^3/\text{min}$ ) en fonction de la profondeur à deux charges différents 24,5 cm et 16 cm.**

Profondeur (cm)	charge=24,5 cm	charge=16 cm
5	8	6
20	6	4
35	0,47	0,43
50	0,34	0,15

**ANNEXE 6 : Résultat de calcul de la concentration et le débit du naphtalène infiltré dans le sol de l'essai 01.**

Le tableau suivant représente l'évolution de la teneur du naphtalène dans le sol au cours du temps en mg/L (les concentrations des colonnes 2 et 3 ont été calculé par extrapolation graphique).

**Tableau 14: Variation de la concentration en mg/L au cours du temps.**

dimanche20/05/2012 09h00 (début de mesure)	temps cumulé (min)	Colonne (5 cm)	Colonne (10 cm)	Colonne (15 cm)
dimanche20/05/2012 10h03	63	0,946	0,46	0,0945
dimanche20/05/2012 11h04	124	0,804	0,43	0,0765
dimanche20/05/2012 12h14	194	0,741	0,4	0,058
dimanche20/05/2012 20h33	693	0,59	0,158	0,042

Le tableau suivant représente l'évolution le débit d'infiltré du naphtalène.

**Tableau 15: l'évolution de débit du naphtalène infiltré dans le sol en cm<sup>3</sup>/L.**

dimanche20/05/2012 09h00 (début de mesure)	temps cumulé (min)	Colonne (5 cm)	Colonne (10 cm)	Colonne (15 cm)
dimanche20/05/2012 10h03	63	4,444		
	69		0,87	
	72			0,361
	75			
dimanche20/05/2012 11h04	124	4,18		
	135		0,788	
	141			0,319
	141			
dimanche20/05/2012 12h14	194	3,643		
	207		0,722	
	216			0,293
	226			
dimanche20/05/2012 20h33	693	2,78		
	706		0,451	
	715			0,261

**ANNEXE 7 : Résultat de lessivage du sol après la première pollution du sol.**

**Tableau 16: Variation de la concentration pendant le lessivage en mg/L au cours du temps.**

date	temps de mesure	Colonne (5 cm)	Colonne (10 cm)	Colonne (15 cm)
mardi 22/05/2012		C (mg/ L)	C (mg/ L)	C (mg/ L)
	9h35	0,499	0,964	0,393
	10h41		0,906	0,309
	12h51	0,128	0,314	0,087
mercredi 23/05/2012	11h25	0,594	0,742	0,943
		0,569		0,516
jeudi 24/05/2012	10h10	0,903	1,145	0,770
dimanche 27/05/2012	10h25	0,169	0,157	0,120
	13h45	0,204	0,104	0,047
lundi 28/05/2012	09h20	0,113	0	0
	12h05	0	0	0
	14h40	0	0	0

**ANNEXE 8 : Résultat de calcul de la concentration et le débit infiltré du naphthalène dans le sol de l'essai 2.**

Le tableau suivant représente l'évolution de la teneur du naphthalène dans le sol au cours du temps en mg/L (les concentrations des colonnes 2 et 3 ont été calculé par extrapolation graphique).

**Tableau 17: Variation de la concentration en mg/L au cours du temps.**

30/05/2012 10h21 (début de mesure)	Temps (h) cumulé	Colonne (5 cm)	Colonne (10 cm)	Colonne (15 cm)
30/05/2012 11h51	1,52	1.30	0.34	0.21
30/05/2012 13h47	3,53	1.18	0.16	0.14
30/05/2012 16h04	5,73	1.07	0.159	0.6
30/05/2012 17h28	7,12	0.95	0.156	0.15
30/05/2012 20h44	10,40	0.83	0.15	0.141
31/05/2012 07h20	20,98	0.72	0.14	0.133
31/05/2012 09h45	23,51	0.60	0.13	0.11
31/05/2012 12h23	26,05	0.48	0.123	0.09
31/05/2012 14h06	27,77	0.36	0.11	0.08

Le tableau suivant représente l'évolution le débit d'infiltré du naphtalène.

**Tableau 18: l'évolution le débit d'infiltré en cm<sup>3</sup>/L du naphtalène.**

30/05/2012 10h21 (début de mesure)	temps cumulé (min)	Colonne (5 cm)	Colonne (10 cm)	Colonne (15 cm)
30/05/2012 11h51	90	3,158		
	91		1,423	
	93			0,572
30/05/2012 13h47	206	2,74		
	212		1,243	
	214			0,561
30/05/2012 16h04	343	2,64		
	344		1,121	
	346			0,553
30/05/2012 17h28	427	2,539		
	428		0,998	
	429			0,531
30/05/2012 20h44	623	2,167		
	624		0,872	
	626			0,506
31/05/2012 07h20	1259	1,795		
	1269		0,704	
	1269			0,4164
31/05/2012 09h45	1404	1,448		
	1413		0,536	
	1414			0,433
31/05/2012 12h23	1562	1,38		
	1563		0,517	
	1564			0,433
31/05/2012 14h06	1665	1,299		
	1666			
	1668		0,497	
	1669			0,424